

TRABAJO FIN DE MÁSTER

ESTIMACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ROBLEDALES DE LA RED NATURA 2000 A PARTIR DE DATOS LIDAR DE FOTÓN ÚNICO

AITOR GARCÍA GALAR

Directora: M.^a Teresa Lamelas Gracia

Máster Universitario en

**Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del
territorio: sistemas de información geográfica y teledetección**

Noviembre de 2020



**Universidad
Zaragoza**

**Departamento de Geografía
y Ordenación del Territorio**



RESUMEN

La Red Natura 2000 es una red ecológica de escala comunitaria creada al amparo de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y compuesta por espacios naturales que, *a priori*, conservan una buena representación de los hábitats y especies de interés comunitario. Uno de los principales objetivos de los planes de gestión de estos espacios incluye el seguimiento de su estado de conservación, que permita llegar a conclusiones sintéticas del territorio para grandes escalas con un coste razonable y periodicidad temporal alta. Los datos LiDAR (Light Detection and Ranging) del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) se presentan como una tecnología alternativa a los métodos tradicionales para la obtención de indicadores ecológicos de seguimiento que podría aumentar la precisión de mediciones biofísicas y extender el análisis espacial a la tercera dimensión. El presente estudio tiene como objetivo evaluar la capacidad de estos datos para la estimación del estado de conservación en robledales de la Directiva Europea (códigos UE: 9160, 9230 y 9240). Las masas analizadas están localizadas en 4 zonas de especial conservación (ZEC) en la Comunidad Foral de Navarra: Montes de Valdorba, Sierra de Lokiz, Belate y Robledales de Ultzama. Como fuente de información se han utilizado los datos del PNOA de la segunda cobertura capturados con un sensor de fotón único con una alta densidad de puntos (14 puntos m²), que se proporcionan clasificados de forma automática. También se ha utilizado la evaluación del estado de conservación de las áreas de estudio realizada por GAN-NIK (Gestión Ambiental de Navarra S.A.) en el año 2004. Como métricas de biodiversidad estructural se aplicaron los índices LHDI (LiDAR Height Diversity Index) y LHEI (LiDAR height Evenness Index), además de diversas métricas relacionadas con la estructura vertical y horizontal de la vegetación. Con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y el posterior test de Dunn, se analizaron las diferencias entre medias de todas las variables entre las diferentes categorías de conservación, obteniendo diferencias significativas en la mayoría de ellas. Tras el análisis estadístico y el estudio ecológico de las variables, se seleccionaron aquellas de mayor significancia para realizar una clasificación digital supervisada, junto con el índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), derivado de la misión Sentinel-2. En los tres hábitats se obtuvo una precisión global superior al 70%, tras la reserva del 25% de la muestra para la validación, aumentando este valor por encima del 82% después de realizar una segunda validación en campo. Los resultados obtenidos han permitido desarrollar una metodología para la aplicabilidad del trabajo a la gestión y seguimiento de la Red Natura 2000.

Palabras Clave: biodiversidad, Red Natura 2000, clasificación, estado de conservación y LiDAR.

ABSTRACT

Natura 2000 Network is a community-scale ecological network created under the Habitats Directive (92/43 / EEC) and made up of natural areas that conserve a good representation of habitats and species of community interest. One of the main objectives of the management plans for these spaces includes monitoring their state of conservation, which allows reaching synthetic conclusions about the territory for large scales with a reasonable cost and high temporal frequency. LiDAR (Light Detection and Ranging) data from the PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) is presented as an alternative technology for obtaining monitoring ecological indicators that promises to increase the precision of biophysical measurements and extend spatial analysis to the third dimension. The aim of this study is to evaluate the capacity of these data to obtain monitoring indicators in oak forests of the European Directive (EU codes: 9160, 9230 and 9240). The study areas are located in 4 Special Areas for Conservation (SAC) in the Community of Navarre: Montes de Valdorba, Sierra de Lokiz, Belate and Robledales de Ultzama. As a source of information, the PNOA data of the second coverage, captured with a photon counting LiDAR at high point density (14 points m²) were used. The evaluation of the state of conservation of the study areas was obtained from GAN-NIK (Gestión Ambiental de Navarra S.A.) and evaluated in 2004. As structural biodiversity metrics, the LHDI (LiDAR Height Diversity Index) and LHEI (LiDAR height Evenness Index) were applied, in addition to various metrics related to the vertical and horizontal structure of vegetation. With the non-parametric Kruskal-Wallis test and the subsequent Dunn test, the differences between means of all the variables between the different conservation categories were analysed, obtaining significant differences between most of them. After the statistical analysis and the ecological study of the

variables, those of greater significance and the Normalized Difference Vegetation index, derived from the Sentinel-2 project were selected to perform a supervised digital classification. In the three habitats an overall precision of more than 70% was obtained, after validation with the 25 % of the sample, increasing it above 80% after the double validation in the field. A methodology has also been developed for the applicability of the work to the management and monitoring of the Natura 2000 Network.

Key Words: *biodiversity, Natura 2000 Network, classification, conservation state and LiDAR.*

AGRADECIMIENTOS

A M.^a Teresa Lamelas, BI+DE, Asun Berastegi, Ander y a mi padre.

Gracias por vuestra dedicación, esfuerzo y apoyo.

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. Hipótesis y objetivos	3
2. MATERIALES Y MÉTODOS	4
2.1. Área de estudio	5
2.2. Criterio para la categorización del estado de conservación (EC)	8
2.3. Características del vuelo y datos LiDAR	11
2.4. Pretratamiento de los datos LiDAR	12
2.5. Selección de la muestra para el análisis estadístico	13
2.6. Métricas de estructura vertical y horizontal	16
2.7. Índices de biodiversidad	17
2.8. Evaluación del potencial de métricas LiDAR para la estimación del EC	17
2.8.1. Análisis estadístico de medias	18
2.8.2. Selección de métricas con significado ecológico	19
2.8.3. Test de Dunn	21
2.9. Clasificación digital	22
2.10. Validación en campo	23
3. RESULTADOS	24
3.1. Análisis estadístico de medias	24
3.2. Métricas LiDAR con significado ecológico	26
3.3. Test de Dunn	27
3.4. Clasificación digital	31
4. DISCUSIÓN	35
5. CONCLUSIONES	37
6. BIBLIOGRAFÍA	38



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama resumen del proceso metodológico	4
Figura 2. Localización general de las zonas de estudio A, B, C y D	6
Figura 3: Fotografías de los robledales de <i>Quercus pyrenaica</i> de Belate.....	6
Figura 4. Pico picapinos (<i>Dendrocopos major</i>) en el bosque de Orgi	7
Figura 5. Bosques de <i>Quercus faginea</i> en la ZEC de la Sierra de Lokiz	8
Figura 6. EC de las áreas de estudio A, B, C y D	11
Figura 7. Nube de puntos LiDAR-PNOA del límite del área de estudio C coloreada en RGB	13
Figura 8. Tipos de curtosis en función de la distribución de las alturas de los árboles	20
Figura 9. Sesgo negativo y positivo de la distribución de las alturas de los árboles ...	21
Figura 10. Citas indexadas por Google Scholar que incluyen la prueba de Dunn durante las últimas dos décadas.....	28
Figura 11. Diagrama de cajas de las variables LiDAR seleccionadas por categoría de conservación en el hábitat 9160	29
Figura 12. Diagrama de cajas de las variables LiDAR seleccionadas por categoría de conservación en el hábitat 9240	30
Figura 13. Diagrama de cajas de las variables LiDAR seleccionadas por categoría de conservación en el hábitat 9230	32
Figura 14. Categorización realizada por GAN-NIK (A) frente al resultado cartográfico de la clasificación digital en el hábitat 9160 (B).....	33
Figura 15. Categorización realizada por GAN-NIK (A) frente al resultado cartográfico de la clasificación digital en el hábitat 9240 (B).....	35
Figura 16. Categorización realizada por GAN-NIK (A) frente al resultado cartográfico de la clasificación digital en el hábitat 9230 (B).....	33

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Criterios para la valoración del estado de EC favorable de los hábitats	10
Tabla 2. Criterios para la valoración del EC desfavorable-inadecuado y desfavorable-malo de los hábitats	10
Tabla 3: Resumen de las características de la Leica ALS60 (primera cobertura) frente a la Leica SPL100 utilizada en el segundo vuelo	13
Tabla 4. Porcentaje de primeros retornos por encima de 1.5 metros respecto al total de los primeros retornos	14
Tabla 5. Percentil 95 (metros) del hábitat 9230 y 9240.....	15
Tabla 6. Percentil 95 (metros) del hábitat 9160	15
Tabla 7. Pendiente	15
Tabla 8. Estado de conservación	15
Tabla 9. Listado de métricas obtenidas con FUSION	16
Tabla 10. Leyenda de las categorías a clasificar.	22
Tabla 11. Indicadores y umbrales utilizados para la categorización de las parcelas...	24
Tabla 12. Resultados del test de Kruskal-Wallis para el hábitat 9160.....	25
Tabla 13. Resultados del test de Kruskal-Wallis para el hábitat 9230	25
Tabla 14. Resultados del test de Kruskal-Wallis para el hábitat 9240	26
Tabla 15. Resumen de los estadísticos LiDAR (variables independientes) en las 1000 parcelas analizadas del hábitat 9160.....	26
Tabla 16. Resumen de los estadísticos LiDAR (variables independientes) en las 1000 parcelas analizadas del hábitat 9230	26
Tabla 17. Resumen de los estadísticos LiDAR (variables independientes) en las 1000 parcelas analizadas del hábitat 9240	27
Tabla 18. Resultados del test de Dunn para los hábitats 9160 y 9240.....	27
Tabla 19. Resultados del test de Dunn para el hábitat 9230	27
Tabla 20. Matriz de precisión del hábitat 9160.....	31
Tabla 21. Matriz de precisión de la validación en campo del hábitat 9160.....	32
Tabla 22. Matriz de precisión del hábitat 9240.....	33
Tabla 23. Matriz de precisión de la validación en campo del hábitat 9240	34
Tabla 24. Matriz de precisión del hábitat 9230.....	34
Tabla 25. Matriz de precisión de la validación en campo del hábitat 9230.....	34

1. INTRODUCCION

1.1. Antecedentes

Desde hace ya varias décadas, existe un interés creciente en la cartografía de la distribución y estado de conservación de los ecosistemas como una herramienta efectiva para la planificación de la conservación de los recursos naturales (Margules y Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2007). Una de las principales respuestas a la crisis de biodiversidad ha sido la planificación de redes de áreas de conservación, principalmente diseñada con el objetivo de maximizar el rendimiento de las inversiones en conservación y minimizar los conflictos con las actividades humanas (Maiorano *et al.*, 2007).

Desde 1992, la Directiva Europea 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (en adelante Directiva Hábitats) establece los principios para crear la Red Europea de conservación Natura 2000 (EEA, 2014), donde cada Estado miembro de la Unión Europea (UE) debe realizar un seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario (en adelante THIC) reconocidos en su territorio. Los THIC incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats se definen como “ecosistemas terrestres o acuáticos que se distinguen por características geográficas, abióticas y bióticas” (European Commission, 2013). Monitorear y reportar su estado de conservación requiere el conocimiento sobre sus patrones de distribución para estimar su extensión regional, rareza y distribución potencial, entre otros factores (Rodríguez *et al.*, 2015). Sin embargo, desde su implementación, muchos Estados miembros han destacado una carencia de iniciativas regionales para informar a largo plazo de la planificación de conservación a nivel biogeográfico.

España realizó en su momento una propuesta ambiciosa de lugares a incorporar en la Red europea de Conservación Natura 2000. No podía ser de otra forma siendo el país de la UE con mayor biodiversidad. Como resultado, las áreas protegidas en el Estado español pasaron del 12,8% del territorio al 27%. Pero este fuerte incremento en superficie no se vio acompañado de un incremento en los recursos financieros disponibles. Todo lo contrario, el presupuesto en áreas protegidas se ha reducido notablemente desde 2008 (García *et al.*, 2018), por lo que urge encontrar sistemas realistas, fiables y económicos de seguimiento de los hábitats naturales y de los ecosistemas terrestres.

El seguimiento de los THIC debe llevarse a cabo mediante la denominada Matriz General de evaluación del estado de conservación (European Commission, 2013), que contiene los umbrales de referencia para evaluar el estado de conservación de los THIC mediante el diagnóstico de los siguientes parámetros: el área de distribución (o rango) del tipo de hábitat; superficie ocupada por el tipo de hábitat dentro de su área de distribución; estructura y biodiversidad del hábitat y perspectivas futuras.

Para cada uno de estos factores deben establecerse tres posibles valores: favorable, desfavorable-inadecuado, o desfavorable-malo. Cabe la opción de establecer un valor “desconocido”, transitoriamente, hasta que pueda realizarse la pertinente evaluación. En el caso de los bosques, se han propuesto índices de complejidad estructural (McElhinny *et al.*, 2006) que combinan atributos que requieren un muestreo de campo intenso. Por ejemplo, el número de árboles viejos o extramaduros con oquedades, la acumulación de madera muerta en suelo y en pie, la densidad de claros o la diversidad de edades de los árboles. De esta manera, el sistema de seguimiento debe proporcionar la información pertinente a corto-medio plazo (6-24 años), con el objetivo de estimar cambios en todos los parámetros citados anteriormente (Pescador *et al.*, 2015). Tradicionalmente, esta información se ha obtenido mediante técnicas de fotointerpretación y visitas de campo realizadas por expertos botánicos (Vanden Borre *et al.*, 2011). Estos métodos tradicionales, no obstante, no son efectivos para desarrollar bases informativas de la cubierta vegetal a grandes escalas espaciales por su alto coste económico, humano y la velocidad de procesamiento y generación de información, lo que implica una baja periodicidad en la disponibilidad de réplicas y seguimiento de patrones y procesos.

Alternativamente, las técnicas disponibles relativas a teledetección y modelado estadístico espacial, combinados con el uso de variables predictoras ofrecen avances en la cartografía y comprensión de los ecosistemas, a la vez que una alternativa práctica y económica para estudiar los cambios en la cobertura vegetal, especialmente en grandes áreas (Langley *et al.*, 2001; Lefsky *et al.*, 2002). Asimismo, estas técnicas conforman una herramienta de evaluación rápida que puede ser muy útil para la revisión de inventarios de hábitats y para el seguimiento del estado de conservación de los hábitats naturales de la Red Natura 2000, espacialmente complejos, particularmente en áreas remotas, así como para la detección de perturbaciones o cambios de uso de suelo en paisajes dinámicos o con presiones latentes (Álvarez-Martínez *et al.*, 2017). De este modo, también pueden aportar información relevante sobre cambios en la superficie de cada hábitat y, en el caso de hábitats forestales, sobre fragmentación, conectores, efecto borde, así como densidad de claros, ecotonos e infraestructuras.

Estas aplicaciones se llevan a cabo principalmente con imágenes de sistemas ópticos pasivos, como por ejemplo del sensor *Landsat Thematic Mapper* (Goward y Williams, 1997; Cole *et al.*, 2018) y en menor grado, con sensores de radar activos como RADARSAT (Waring *et al.* 1995). Por otro lado, la Comisión Europea también ha llevado a cabo iniciativas como el Servicio de Monitoreo Terrestre de Copernicus, apoyado en una familia de satélites llamados *Sentinel* para el seguimiento de ecosistemas terrestres y monitorización de la Red Natura 2000 (Harris *et al.*, 2019). Aunque estos sensores hayan demostrado ser satisfactorios para muchas aplicaciones ecológicas, se ha demostrado que la sensibilidad y precisión de estos dispositivos tienen limitaciones significativas al aumentar la biomasa aérea y el índice de área foliar (Waring *et al.*, 1995; Carlson y Ripley, 1997). Además, solo producen imágenes bidimensionales (x e y), sin poder representar el patrón espacial tridimensional de la vegetación, un factor más relevante que la propia composición genética de los ecosistemas forestales para la evaluación de la biodiversidad (Brokaw y Lent, 1999).

Desde el punto de vista de la conservación y el seguimiento de las áreas protegidas de la Red Natura 2000, los patrones de diversidad estructural constituyen una fuente de información esencial para la gestión de estos espacios (Zimble *et al.*, 2003), optimizando el monitoreo y la planificación forestal (Lim *et al.*, 2003). La estructura vertical de los bosques refleja a su vez su índice de biodiversidad y proporciona información sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Smith *et al.*, 2008). De hecho, algunos autores consideran que el análisis de la estructura tridimensional con tecnología LiDAR (*Light Detection and Ranging*, detección de luz y rango) de alta resolución permite predecir la riqueza de especies (Goetz *et al.*, 2007; Hinsley *et al.*, 2009; Müller *et al.*, 2009). Pero la estructura general del bosque o la organización tridimensional de los objetos son uno de los componentes más difíciles de cuantificar en los ecosistemas naturales (Brokaw y Lent, 1999), aunque sin duda imprescindibles para tomar decisiones de gestión.

En este contexto, la altimetría láser o el LiDAR se presenta como una tecnología que permitiría aumentar la precisión de las mediciones biofísicas y extender el análisis espacial a la tercera dimensión (Lefsky *et al.*, 2002; Zimble *et al.*, 2003), además de proporcionar información horizontal y vertical a altas resoluciones espaciales y precisión vertical (Lim *et al.*, 2003; Hyde *et al.*, 2006). En este sentido, Montealegre (2017) sostiene que la tecnología LiDAR aeroportada (ALS, Airborne Laser Scanner) de pulsos discretos y baja densidad “ha demostrado estimar con precisión los parámetros de la estructura forestal en bosques heterogéneos”. Si bien muchas aplicaciones prácticas de esta tecnología se centran en la elaboración y producción de modelos digitales de elevación (Kraus y Pfeifer, 1998; Crespo *et al.*, 2012; Werbrouck *et al.*, 2011; Rogers *et al.*, 2018), el potencial que esta tecnología presenta para la obtención de información de medición forestal también es destacable, tal y como recogen varios estudios realizados en las últimas décadas (Lefsky *et al.*, 2002; Lim *et al.*, 2003; Zimble *et al.*, 2003; Listopad *et al.*, 2015; Montealegre *et al.*, 2017; Domingo *et al.*, 2018; Vayreda *et al.*, 2019; Hagar *et al.*, 2020). Aunque el empleo del conjunto de datos LiDAR se debe complementar con muestreos representativos en jornadas de trabajo (O'Neill *et al.*, 1997; Goodwin *et al.*, 2006), esta tecnología reduce el esfuerzo y costes de personal o las limitaciones de campo como la accesibilidad, proporcionando información detallada de los elementos de la subcantropía forestal a partir de la distribución vertical del follaje (Listopad *et al.*, 2015). Las métricas que describen la distribución de la altura del dosel están disponibles en versiones recientes del software de procesamiento LiDAR, FUSION (McGaughey, 2018) y pueden

ser útiles también para cuantificar la complejidad del dosel y clasificar la estructura del bosque de acuerdo con la función ecológica (Valbuena *et al.*, 2017). Estas son precisas y fácilmente interpretables (Hyde *et al.*, 2006), por lo que se incluyen con frecuencia como variables explicativas en los modelos de hábitat para la vida silvestre del bosque (Ackers *et al.*, 2015; Hagar *et al.*, 2014; North *et al.*, 2017). Hoy en día, aun no se ha explorado la utilidad de muchas de estas métricas en modelos de hábitat de vida silvestre y forestal. Los momentos L (Hosking, 1990), por ejemplo, han comenzado a aparecer recientemente en la literatura que documenta las aplicaciones de LiDAR a la ecología y el manejo forestal (Adnan *et al.*, 2019, Valbuena *et al.*, 2017).

La aplicación de LiDAR a la ciencia de la biodiversidad es relativamente reciente, pero, aunque la tecnología LiDAR no pueda medir directamente la biodiversidad forestal, se han realizado varios estudios que han utilizado esta tecnología para cartografiar y cuantificar la estructura tridimensional de la vegetación específicamente para aplicaciones de hábitat y biodiversidad. Estudios previos han examinado la hipótesis de que la estructura de la vegetación es un indicador importante de la diversidad de especies (Goetz *et al.*, 2010, Hovick *et al.*, 2014, Hill y Hinsley, 2015). Concretamente, se han encontrado correlaciones positivas entre la diversidad de alturas en los bosques con la riqueza de especies de aves (Clawges *et al.*, 2008, Bergen *et al.*, 2009), así como con algún que otro mamífero; la ardilla zorro de Delmarva en peligro de extinción (Nelson *et al.*, 2005) o el campañol rojo (*Arborimus longicaudus*), entre otros. Para estudiar los patrones de ocupación de este roedor, Johnston y Moskal (2016) han generado variables complejas derivadas de LiDAR, como la diversidad de la altura del follaje, la conectividad del dosel o la densidad del borde, determinando que están altamente correlacionadas con las medidas directas de la altura del dosel. Estas variables no estaban disponibles en versiones anteriores de FUSION (McGaughey, 2014) y tuvieron que extraerse de LiDAR en un procedimiento complicado que generalmente no es accesible para los administradores de vida silvestre (Johnston y Moskal, 2016).

Listopad *et al.* (2015) también han desarrollado la fórmula para generar variables complejas de biodiversidad, ofreciendo una adaptación de los índices de biodiversidad de *Shannon* y *Pielou* para calcularlos con los datos tridimensionales que proporciona el LiDAR. El primero se deriva de un modelo matemático (Shannon y Warren, 1949) que busca medir la diversidad de especies en un área determinado. Pero este debe complementarse con el segundo de ellos, pues para realizar un estudio correcto de la biodiversidad estructural debe analizarse también que la riqueza de especies sea equitativa, estimando la proporción de dicha diversidad observada en relación con la máxima diversidad (Moreno, 2001).

Por otro lado, y centrándose exclusivamente en la conservación de los hábitats, Guo *et al.* (2017) han desarrollado un inventario de la estructura de la vegetación que sintetiza de manera eficiente la variación vertical de los bosques de Alberta (Canadá) en distintas clases categóricas para su uso en actividades de conservación y manejo. Aun así, y aunque la tendencia de estudios sobre la riqueza específica de los hábitats a partir de datos LiDAR este aumentando progresivamente, aún son muy pocos aquellos que abordan el estado de conservación de diferentes hábitats de interés, y prácticamente inexistentes los que hacen uso de esta tecnología para su seguimiento y conservación. Del mismo modo, es necesario aumentar la exploración de métricas adicionales ahora disponibles en FUSION para identificar cuáles son más útiles para aplicaciones de manejo e investigación, así como para mejorar la comprensión de las relaciones entre la vida silvestre del bosque y la complejidad estructural (Hagar *et al.*, 2020).

1.2. Hipótesis y objetivos

La hipótesis de partida es que los datos tridimensionales derivados de la tecnología LiDAR pueden ser especialmente útiles para suministrar métricas objetivas y cuantificables relacionadas con la complejidad estructural de los hábitats naturales, y por tanto de su estado de conservación, pudiéndose obtener de una manera rápida, directa y con un esfuerzo de campo reducido o nulo. De ser así, mediante el tratamiento de los datos LiDAR podría obtenerse un conjunto de indicadores estructurales fiables y fáciles de obtener periódicamente con un coste reducido.

De esta manera, este estudio tiene como objeto evaluar el potencial de los datos LiDAR para la estimación del estado de conservación de los tipos de hábitat *Quercus faginea* (código UE: 9240), *Quercus pyrenaica* (código UE: 9230) y *Quercus robur* (código UE: 9160), todos ellos incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats. Se pretende seleccionar indicadores a partir de los datos LiDAR que puedan ser una fuente de información complementaria a la que proporciona el seguimiento sobre el terreno, y los análisis del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) e imágenes satelitales.

Constituyen objetivos específicos:

- Exploración de las características estructurales de masas forestales de melojares (9230 y 9240) y robledales (9160).
- Pretratamiento de los datos LiDAR-PNOA de la segunda cobertura para la obtención de métricas de la nube de puntos relacionadas con la estructura forestal y biodiversidad.
- Análisis estadístico comparativo de las métricas LiDAR obtenidas en áreas con diferente estado de conservación, según la valoración por criterio experto realizada en los planes de gestión de distintos lugares de la Red Natura 2000 en Navarra.
- Delimitación y cartografía de precisión del estado de conservación de diferentes masas forestales de los hábitats 9160, 9230 y 9240 mediante clasificación digital a partir de datos LiDAR e imágenes Sentinel-2 y su posterior validación en campo.

2. MATERIALES Y METODOS

A modo de resumen, a continuación, se presenta un diagrama del procedimiento metodológico aplicado (Figura 1).

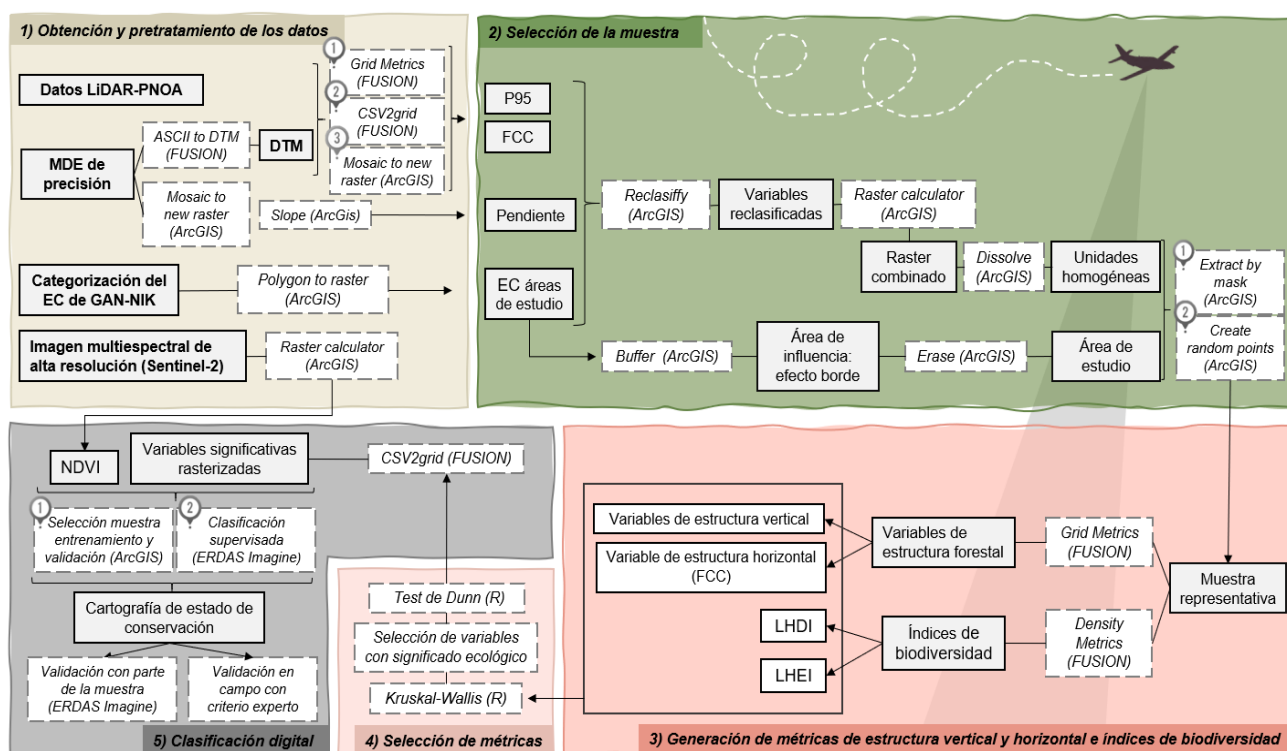


Figura 1. Diagrama resumen del proceso metodológico. Elaboración propia.

2.1. Área de estudio

La Comunidad Foral de Navarra se sitúa en el Norte de España (42°49'00"N 1°39'00" O), concretamente en el extremo occidental de los Pirineos, y tiene una extensión de 10.391,08 kilómetros cuadrados. Mantiene 163 kilómetros de frontera con Francia y limita por el Este con Aragón (Huesca y Zaragoza), por el Sur con Aragón y La Rioja y por el Noroeste con la Comunidad Autónoma Vasca (Álava y Guipúzcoa).

La alta diversidad biológica es uno de los principales rasgos de identificación de Navarra. Se debe en buena medida a su peculiar ubicación. Navarra es la única comunidad autónoma española, y una de las pocas regiones europeas, en las que confluyen tres de las nueve regiones biogeográficas terrestres de la UE: la alpina, la atlántica y la mediterránea. Cada una de estas regiones tiene una vegetación, clima y geología características. Su privilegiada situación como zona de confluencia y transición biogeográfica hace que un territorio que apenas ocupa el 2% del territorio de España tenga uno de los mayores índices de biodiversidad de la UE.

En el presente trabajo se han seleccionado un total de cuatro áreas de estudio en Navarra (ver Figura 2) en base al criterio experto de Gestión Ambiental de Navarra S.A. (GAN-NIK), teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Cobertura del tipo de hábitat estudiado mayor del 80 %.
- Disponibilidad de datos del estado de conservación de buena calidad obtenidos en trabajos de campo mediante criterio experto.
- Presencia de un número suficiente de zonas con bosques que se encuentren en las tres categorías de estado de conservación consideradas: favorable, inadecuada y mala.

El área de estudio A (ver Figura 2) está formada por 135 hectáreas de bosque galaicoportugués con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica* (código UE 9230). Se encuentra dentro de la Zona Especial de Conservación (ZEC en adelante) Belate (ES2200018), que alberga hábitats naturales y fauna y flora silvestre representativos de la diversidad biológica en Navarra y se extiende a lo largo de las montañas de la divisoria cantábrico-mediterránea, desde los límites de Quinto Real hasta los altos de Usategieta en Leizta (Figura 3). Además, el hábitat 9230 está incluido en la Directiva Hábitats, lo que confiere a esta ZEC un valor no sólo para la Comunidad Foral, sino también para la Unión Europea.

Se trata de bosques dominados por el marojo, melojo o ametza (*Quercus pyrenaica*), a veces en mezcla con el carballo (*Quercus robur*). Se encuentran en sustratos ácidos y viven entre 400 y 1.600 metros de altitud. Los melojares son bosques relativamente pobres, abiertos, con flora acidófila y estructurados en 3 estratos: el estrato arbóreo suele ser monoespecífico, aunque pueden aparecer acompañados de algún arce (*Acer opalus*, *Acer monspesulanum*), serbales (*Sorbus aria*, *S. aucuparia*, *S. torminalis*) o acebos (*Ilex aquifolium*). En el estrato arbustivo destacan especies de Rosa, ericáceas, madreselvas o el majuelo (*Crataegus monogyna*). El estrato de las herbáceas es muy variado y disperso, destacando la presencia de *Arenaria montana*, *Melica uniflora*, *Luzula fosterii*, etc. La fauna forestal es diversa, destacando diferentes mamíferos (mustélidos, cérvidos etc.) o aves, como paseriformes o rapaces (Bartolomé *et al.*, 2005).

En Navarra se diferencian los subtipos de marojo castellano-cantábrico, limitado a las sierras de Illón y Leire y el marojo cantábrico, propio de la mitad occidental del territorio, más extendido y objeto de este estudio.

La zona B (ver Figura 2) la caracterizan 314 hectáreas de robledales pedunculados o albares subatlánticos medio-europeos del Carpinion betuli (código UE 9160). Los robledales de los valles de Ultzama y Basaburua son una de las mejores representaciones de este hábitat en Navarra y se incluyen en la red europea de conservación Red Natura 2000, con el objetivo de preservar estas escasas manchas de robledales encharcadizos de fondo de valle.

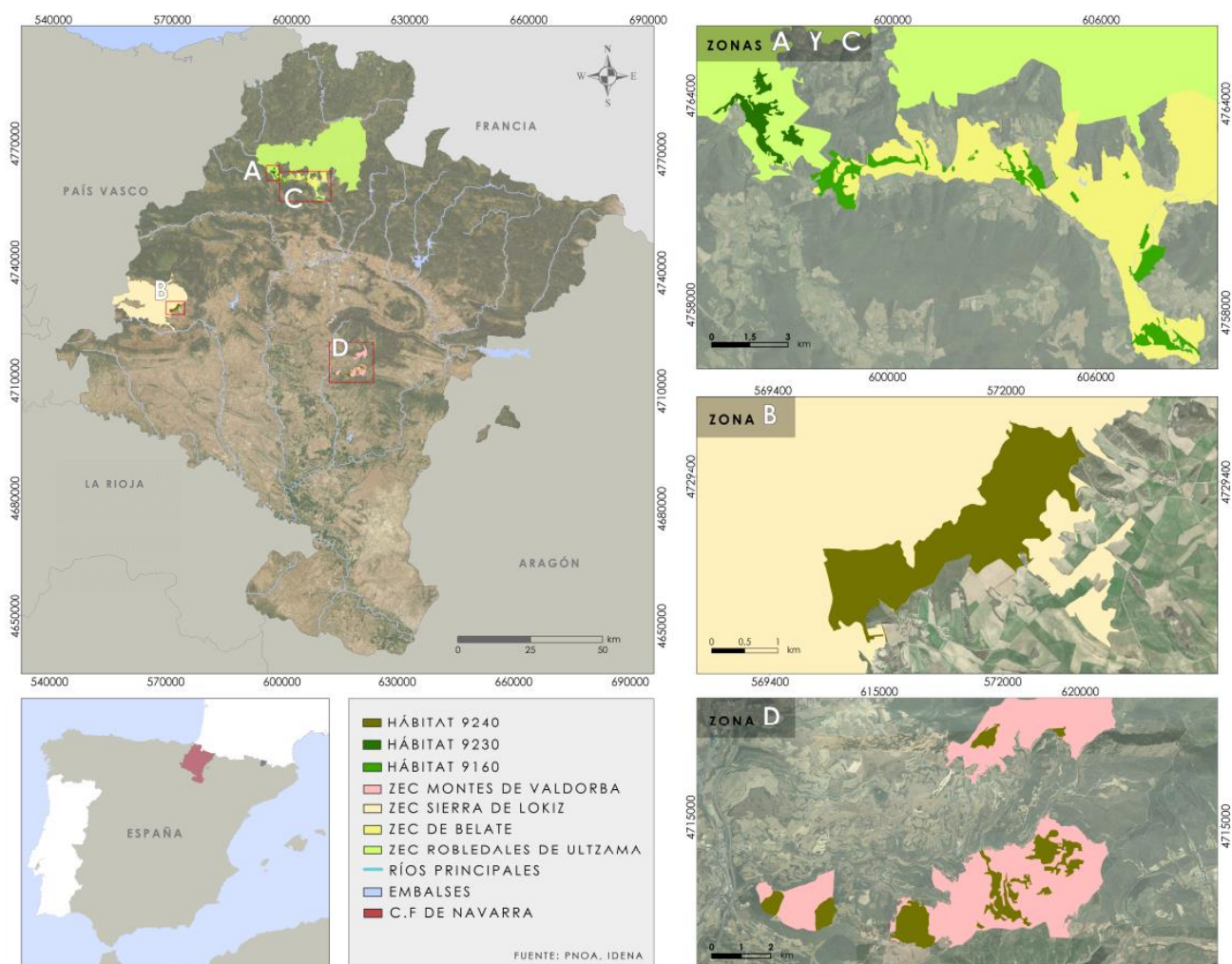


Figura 2: Localización general de las zonas de estudio A, B, C y D. Elaboración propia



Figura 3. Fotografías de los robledales de *Quercus pyrenaica* de Belate. Fuente: Aitor García Galar.

El plan de gestión de los robledales de Ultzama y Basaburua (ES2200043) establece como objetivos finales mantener, al menos la situación actual, la superficie y estado de conservación del hábitat y

mejorar su estado de conservación. Son bosques mixtos de *Quercus robur*, de *Quercus petraea* o de ambos, con otros árboles propios de fondos de valle (*Tilia cordata*, *Acer campestre*, *Fraxinus excelsior* o *Carpinus betulus*) y con estratos arbustivo (*Corylus avellana*, *Crataegus laevigata*, *Cornus sanguinea*, *Viburnum opulus*, etc.) y herbáceo (*Pulmonaria longifolia*, *Polystichum setiferum*, *Isopyrum thalictroides*, *Brachypodium sylvaticum*, etc.) diversos y bien desarrollados.

En los valles del noroeste de Navarra ocupan suelos profundos e hidromórficos, con buenas reservas de agua propias de fondos de valle, depresiones o proximidad de bosques ribereños. Los sustratos se corresponden con terrenos limosos o arcillo-limosos, sobre rocas silicatadas o arcillosas (Bartolomé *et al.*, 2005). La escasa extensión general de esta formación impide contemplar la existencia de una fauna específica. Aun así, sirven de refugio de otras especies propias de bosques caducifolios o hábitats próximos (Figura 4).

Las zonas C y D (ver Figura 2) las componen un total de 533 hectáreas de robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Q.canariensis*, que a su vez se enmarcan dentro de la ZEC de Montes de Valdorba (ES2200322) y Sierra de Lokiz (ES2200022) (Figura 5), ambos con su plan de gestión correspondiente para el seguimiento del estado de conservación del hábitat 9240 de la Directiva Europea.

Se definen como bosques marcescentes dominados por *Quercus faginea*, generalmente bastante diversos. El estrato arbóreo de estos quejigares suele ser monoespecífico, pero también puede tener una mayor complejidad junto con arces (*Acer monspesulanum*, *A. opalus*, *A. campestre*) o serbales (*Sorbus torminalis*, *S. aria*). En el estrato arbustivo suele haber aligustre (*Ligustrum vulgare*), *Viburnum lantana* y boj (*Buxus sempervirens*).



Figura 4. Pico picapinos (*Dendrocopos major*) en el bosque de Orgi. Fuente: Aitor García Galar.

En el estrato herbáceo, en cambio, participan diversas especies y suelen presentar una elevada cobertura; orquídeas (*Cephalanthera*, *Epipactis*) además de *Bupleurum rigidum*, *Paeonia sp.*, etc. De las formaciones agrupadas en este tipo de hábitat, el quejigar es la más extendida y se

encuentran entre 500 y 1.500 metros de altitud, en espacios climáticos cercanos al melojar, pero en sustratos básicos o neutros. La fauna de los quejigares es parecida a la de otros bosques mediterráneos, como los bosques esclerófilos.



Figura 5. Bosques de *Quercus faginea* en la ZEC de la Sierra de Lokiz. En la imagen superior se observan quejigares con parcelas de pastizal y matorral; en la inferior, en cambio, laderas de fuerte pendiente con suelos raquíuticos, afloramientos de roca y vegetación rala. Fuente: Unai Martínez y Aitor García.

2.2. Criterio para la categorización del estado de conservación

La Comunidad Foral de Navarra realizó su propio inventario de Hábitats (2004) en las zonas incluidas en la Red Natura 2000 tomando como referencia los recintos del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) a escala 1/25.000. Mejoró con ello, en estas zonas, la información y la precisión contenida en el Inventario Nacional de Hábitats (INH), realizado a escala 1/50.000. El Inventario Nacional de Hábitats contenía un índice de naturalidad para cada hábitat en cada uno de los recintos en los que estaba presente. Este índice se interpretó como una primera evaluación del estado de conservación de los hábitats realizado mediante criterio experto y fue actualizada en el inventario de hábitats de Navarra. Durante los trabajos de campo realizados para la elaboración de los planes de gestión de las ZEC de Navarra, esta evaluación del estado de conservación fue revisada de nuevo entre los años 2004 y 2010.

Esta tarea fue encomendada a GAN-NIK, una sociedad instrumental pública dependiente del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra, entregada a proteger y mejorar el medio ambiente a través del seguimiento y evaluación de planes, programas, proyectos y actuaciones, así como del desarrollo de actuaciones para la gestión de espacios protegidos. Por tanto, durante el transcurso de la elaboración de dichos planes, el equipo de biodiversidad de esta sociedad pública y diversos colaboradores realizaron jornadas intensivas de campo para evaluar, entre otros, el estado de conservación (EC a partir de ahora) de los hábitats 9160, 9230 y 9240 de las ZEC descritas anteriormente.

Para la valoración del EC de los bosques se tuvieron en cuenta los criterios descritos en la Tablas 1 y 2. Por lo tanto, el EC se evaluó únicamente de manera cualitativa distinguiendo tres categorías: 1. Desfavorable-malo (D-M); 2. Desfavorable-inadecuado (D-I); y 3. Favorable (F).

Con carácter general, en los recintos con este tipo de bosques en un EC favorable, el dosel principal está formado por varias generaciones de árboles y clases de tamaño, incluyendo árboles viejos y extramaduros con abundantes huecos. La apertura de claros debido a la caída de árboles viejos y senescentes favorece la regeneración natural de nuevos brotes. La distribución de edades y el tamaño de la especie principal están equilibrados, con abundancia de árboles pequeños, cuyo número descende a medida que aumenta la edad y el tamaño. Escasos indicios de actividad humana que, sin embargo, puede originar microhábitats ecológicamente muy valiosos, como viejos trasmochos y tocones en descomposición. Presencia elevada de madera muerta en suelo y en pie, y en diverso estado de descomposición. En el caso de *Quercus robur*, es muy diverso específicamente tanto en el estrato arbóreo, como en el arbustivo y en el herbáceo. Los bosques de *Quercus pyrenaica* y *Q. faginea* son, sin embargo, prácticamente monoespecíficos en el estrato arbóreo, aunque diversos en los otros estratos. Es fácil observar abundantes indicios de presencia de pícidos e invertebrados xilófagos.

En los recintos con el hábitat en un EC desfavorable-inadecuado el dosel arbóreo es cerrado pero los árboles de la clase mayor aún no han llegado a edad madura. Bajo el dosel principal se observa un regenerado denso de árboles jóvenes en alta competencia por la luz, siendo alta la mortalidad en individuos de tamaño pequeño, lo que le dota de cierta presencia de madera muerta, en pie y de poco diámetro. Es posible observar un número reducido de individuos multifustales. Puede tratarse también de formaciones con árboles maduros donde el ganado ha limitado la regeneración del arbolado y la presencia de especies acompañantes es escasa por el cierre del dosel arbóreo, dando como resultado un sotobosque donde la vegetación está muy simplificada. Además, también puede haber señales de pícidos.

En los recintos con el hábitat en un EC desfavorable-malo, sin embargo, se observa predominio de árboles jóvenes originados desde semilla que forman una masa en estado inicial de sucesión, aunque también son frecuentes los rebrotes de tocón o raíz. Aparecen como fase de colonización forestal generalmente en espacios abiertos con cultivos o pastos recientemente abandonados, o bien sobre matorrales o grandes claros forestales. Por lo general, hay elevada densidad de fustes y aún no se ha formado un dosel cerrado. Existe una cantidad muy escasa de madera muerta y de señales de pícidos.

El valor del EC asignado por los técnicos de GAN-NIK es el resultado combinado del análisis de la información del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) -en lo relativo a la FCC-, de la interpretación de fotografías aéreas y ortofotos, del conocimiento experto de las áreas valoradas y de las observaciones realizadas en trabajo de campo.

En la Figura 6 se muestra la categorización realizada por GAN-NIK en los hábitats 9160 (zona C), 9230 (Zona A) y 9240 (Zonas B y D) de las áreas de estudio, siguiendo los criterios de valoración detallados anteriormente. Tal y como se observa, tanto las manchas forestales del hábitat 9230, en el ZEC de Belate, como las del hábitat 9160, en los Robledales de Ultzama, tienen representación de las tres categorías de conservación. Es destacable la predominancia de áreas en estado favorable y desfavorable-inadecuado en el primero, mientras que el EC general de los robledales de suelos encharcadizos es favorable.

Tabla 1. Criterios para la valoración del estado de EC favorable de los hábitats.

	BOSQUES (FCC ⁽¹⁾ > 20%) ⁽²⁾
	EC=3 CUANDO SE CUMPLAN TODOS LOS CRITERIOS SIGUIENTES
	Criterios verificables a partir del MCA
1	Arbolado denso (FCC propia de las condiciones ecológicas)
	Hayedos, robledales, encinares: FCC > 60% (excepto cuando se desarrollen sobre afloramientos rocosos u otras condiciones naturales que impliquen FCC menores).
	Cobertura de las especies arbóreas:
2	Hayedos, robledales, encinares: Cobertura de las especies principales del hábitat > 75%
	Pinares de <i>Pinus halepensis</i> (excepción). La cobertura de <i>Pinus halepensis</i> será superior al 50% para que se considere pinar. Solo se destacarán aquellos pinares que presenten un estrato arbustivo rico de tipo coscojar-enebral.
3	Ausencia de signos de explotación intensa. (< 25% del recinto cartografiado).
4	Ausencia de especies exóticas. (cobertura < 10%).
	Otros criterios a considerar si existe información
5	Clases de edad. Bosque irregular. Se refiere a la existencia evidente de diferentes rangos de edad que están a su vez bien representados. ⁽³⁾
6	Presencia de madera muerta.
7	Presencia de árboles viejos o de árboles aptos para el refugio de la fauna.
8	Estructura y composición florística del sotobosque propia del hábitat.

⁽¹⁾ Fracción de Cobertura Cubierta; ⁽²⁾ según el criterio seguido en el MCA; ⁽³⁾ a la escala del trabajo puede ser frecuente encontrar en un recinto rodales de bosque en estado latizal, fustal, monte bravo y otros rodales que no se hayan tocado.

Tabla 2. Criterios para la valoración del EC desfavorable-inadecuado y desfavorable-malo de los hábitats.

	Estado de conservación EC < 3	EC
1	Presencia de especies exóticas (verificable a partir del MCA)	
	a) Cobertura > 10 % y < 30 %	2
	b) Cobertura > 30 %	1
2	Signos de explotación	
	Criterios verificables a partir del MCA	
	Caminos forestales, vías de entresaca.....	
	Aclareos (FCC < 60%) (siempre que no sea propio del hábitat)	
	Estado del bosque en monte bravo o latizal.	
	Denudación del suelo debido al ganado (en bosques ralos) o a la erosión.	
	Otros criterios a considerar si existe información	
	Ausencia de regeneración por ramoneo.	
	Senderos debidos al pastoreo (en bosques densos).	
	Presencia de árboles trasmochos.	
	Arbolado en monte bajo (explotación para leña y carboneo).	
	Raíces de los árboles desnudas por erosión antrópica.	
	Troncos y raíces quemadas, cenizas en el suelo.	
	Estructura (talla y cobertura) y composición florística del sotobosque diferente a la óptima según condiciones ecológicas.	
	Clases de edad homogénea.	
	Ausencia de madera muerta, árboles viejos o de árboles aptos para el refugio de la fauna.	
	<input type="checkbox"/> Se da un solo criterio con intensidad media (entre el 25 y el 50 % del bosque cartografiado).	2
	<input type="checkbox"/> Se da un solo criterio con intensidad alta (> 50% del recinto cartografiado).	1
	<input type="checkbox"/> Se dan dos o más criterios con intensidad media o alta	1

El hábitat de la Directiva Europea analizado en las ZEC de Sierra de Lokiz y Montes de Valdorba es el de los robledales ibéricos de *Quercus faginea* (9240). La razón principal de haber elegido ambas zonas es la posibilidad de disponer para el estudio de áreas forestales representativas de las tres categorías de conservación. En el área de estudio D no existen manchas que se encuentren en estado de conservación desfavorable-malo, por lo que se han seleccionado áreas de melojares de la Sierra de Lokiz, que se encuentran en dicho EC.

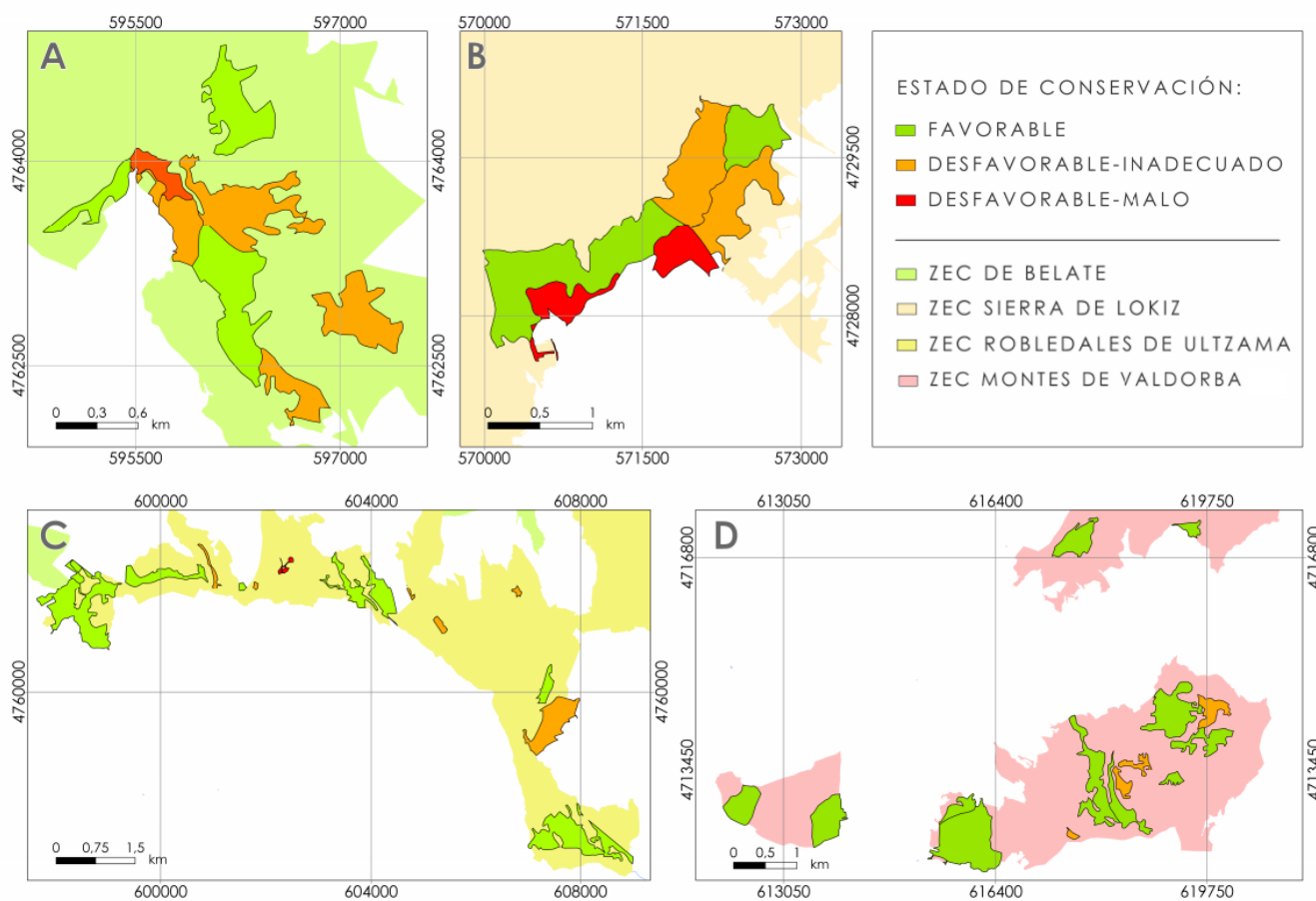


Figura 6. EC de las áreas de estudio A, B, C y D. Elaboración propia.

2.3. Características del vuelo y datos LiDAR

La Directiva Inspire (*Infrastructure for Spatial Information in Europe*), aprobada por el Parlamento Europeo y el Consejo (Directiva 2007/2/CE) considera que los modelos digitales de elevación (MDE) y las ortofotos digitales generadas son productos de cartografía básica de referencia, formando, de ese modo, parte de la Infraestructura de Información Espacial en el ámbito europeo, orientada a la aplicación de políticas comunitarias de medio ambiente y gestionadas por los Estados miembros (IGN, 2015).

En este contexto y con el objetivo de obtener ortofotografías aéreas digitales con resolución de 25 o 50 cm y MDE de alta precisión surge el PNOA. Su periodo de actualización es de 2 o 3 años, según la zona y se trata de un proyecto cooperativo y cofinanciado entre la Administración General del Estado y las Comunidades Autónomas. El PNOA se enmarca a su vez junto con el *Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España* (SIOSE) y el *Plan Nacional de Teledetección* (PNT) dentro del *Plan Nacional de Observación del Territorio*, conocido por el acrónimo PNOT (Arozarena *et al.*, 2010; Domingo *et al.*, 2019).

Pero la necesidad de aumentar la precisión de los modelos digitales del terreno y tras realizar una serie de pruebas piloto se incorpora la tecnología LiDAR al proyecto PNOA, surgiendo de esta manera el proyecto PNOA-LiDAR. Utilizando sensores LiDAR aerotransportados, este proyecto

tiene el objetivo de cubrir todo el territorio nacional mediante nubes de puntos con coordenadas XYZ y atributos como clasificación o color en un ciclo de 6 años.

El proyecto PNOA-LiDAR se inicia en el año 2009, finalizando la primera cobertura completa nacional en 2015, año en el que se comienza la segunda cobertura, estando prevista la finalización de captura en 2020. La densidad de puntos es de 0,5 puntos/m² en la primera cobertura y de 0,5-4 puntos/m² en la segunda, existiendo excepciones donde la densidad es superior, como es el caso de Navarra. La precisión altimétrica obtenida es mejor de 20 cm RMSE Z (IGN, 2015).

Los datos PNOA-LiDAR utilizados en este estudio corresponden a la segunda cobertura de vuelo LiDAR, que la Comunidad Foral de Navarra realiza en el año 2017 con el *Single Photon LiDAR* (SPL100). El SPL 100 utiliza un láser de 532 nm que se divide en una matriz de “haces” láser de 10 x 10 con la energía de retorno recibida por una matriz de 10 x 10 de elementos detectores sensibles a fotones individuales (Degnan *et al.*, 2008). Esta arquitectura permite que el SPL100 recopile hasta 6 millones de puntos por segundo con una frecuencia de repetición de pulsos (PRF) de 60 kHz. Combinado con campañas de recolección de altitud moderada (12.000 a 20.000 pies sobre el suelo), el SPL100 es capaz de cartografiar rápidamente grandes áreas. La densidad de puntos de la segunda cobertura es significativamente mayor que en la primera realizada con el *Linear-Mode LiDAR* (Leica ALS60), aumentando la densidad de 1 a 14 puntos por m² (ver Tabla 3).

Los ficheros digitales se encuentran a disposición pública en el Centro de Descargas del CNIG y en la Infraestructura de Datos Espaciales de Navarra (IDENA), distribuyéndose en formato de descarga LAZ (archivo binario obtenido de la comprensión de los ficheros de formato LAS) de la versión 1.4 con una extensión de archivo de 1 x 1 km. En la Figura 7 se observa una imagen 2D, 3D y el perfil transversal del límite del área de estudio C en el archivo LAZ 598-4762. Este se representa a través de la línea discontinua naranja. Tal y como se aprecia en la Figura 7, la alta densidad de puntos posibilita diferenciar a simple vista entre el bosque de frondosas de Ultzama frente al bosque de coníferas que se encuentra fuera de este límite.

De esta manera, para la selección de los archivos LAZ correspondientes a la extensión de las áreas de estudio A, B, C y D se ha realizado una búsqueda por archivos SHP que ofrece el Instituto Geográfico Nacional (IGN) dentro del producto LIDAR 2ª Cobertura, descargándose un total de 80 archivos LAZ.

La Comunidad Foral de Navarra proporciona los datos filtrados con una clasificación automática realizada por Tracasa para el conjunto de datos de la cobertura del año 2017. Las nubes de puntos son clasificadas utilizando técnicas de Inteligencia Artificial y técnicas *Machine Learning* y coloreadas en RGB a partir de las ortofotos del PNOA. Por otro lado, el sistema Geodésico de Referencia utilizado es el *European Petroleum Survey Group* (EPSG) 25830 (ETRS89 UTM huso 30 Norte) y las alturas ortométricas (Huarte, 2019).

2.4. Pretratamiento de los datos LiDAR

A partir de la extraordinaria densidad de puntos de la segunda cobertura del 2017, el Gobierno de Navarra generó y puso a disposición MDE de 50 cm de precisión y 2 metros de cuadrícula, en EPSG 25830 y con las alturas ortométricas. La transformación de las alturas elipsoidales a ortométricas se realizó con el modelo de geoide EGM2008_RED NAP, generado por el IGN (Cuenca *et al.*, 2016). Con la alta precisión de estos MDE no hizo falta realizar los pretratamientos típicos de los datos LiDAR; filtrado e interpolación de los puntos de suelo para generar un MDE para la posterior normalización de la nube de puntos. De ese modo, se seleccionaron los archivos MDE correspondientes a la zona de estudio con ayuda de una malla y se utilizaron para realizar la normalización de la nube de puntos con el software FUSION V4.0 (FUSION en adelante) y así obtener las alturas sobre el nivel del suelo y extraer los estadísticos de la nube de puntos de los hábitats 9160, 9230 y 9240. Previamente, utilizando el software FUSION, se realizó la transformación de los MDE de formato ASCII a formato DTM, propio de FUSION.

Tabla 3. Resumen de las características de la Leica ALS60 (primera cobertura) frente a la Leica SPL 100 utilizada en el segundo vuelo.

Parámetro	Tecnología	
	Linear-Mode LiDAR (Leica ALS60)	Single-Photon LiDAR (Leica SPL 100)
Frecuencia de pulso efectiva	1,0 MHz	6,0 MHz
Número de retornos por pulso laser	4	Hasta 10 retornos por canal por disparo láser incluyendo intensidad
Datos de intensidad	8 - bits	4 - bits
Exactitud (RMSEZ)	3 - 5 cm	6 - 10 cm
Separación mínima vertical entre retornos	0,5 – 0,7 m	0,2 m
Longitudes de onda utilizadas	1064 nm	532 nm
Tamaño (aprox. Excluyendo tipos de UAV)	0,2 m ³	0,2 m ³
Altura de vuelo	200 – 5.000 m sobre el terreno	2.000 – 4.500 m sobre el terreno

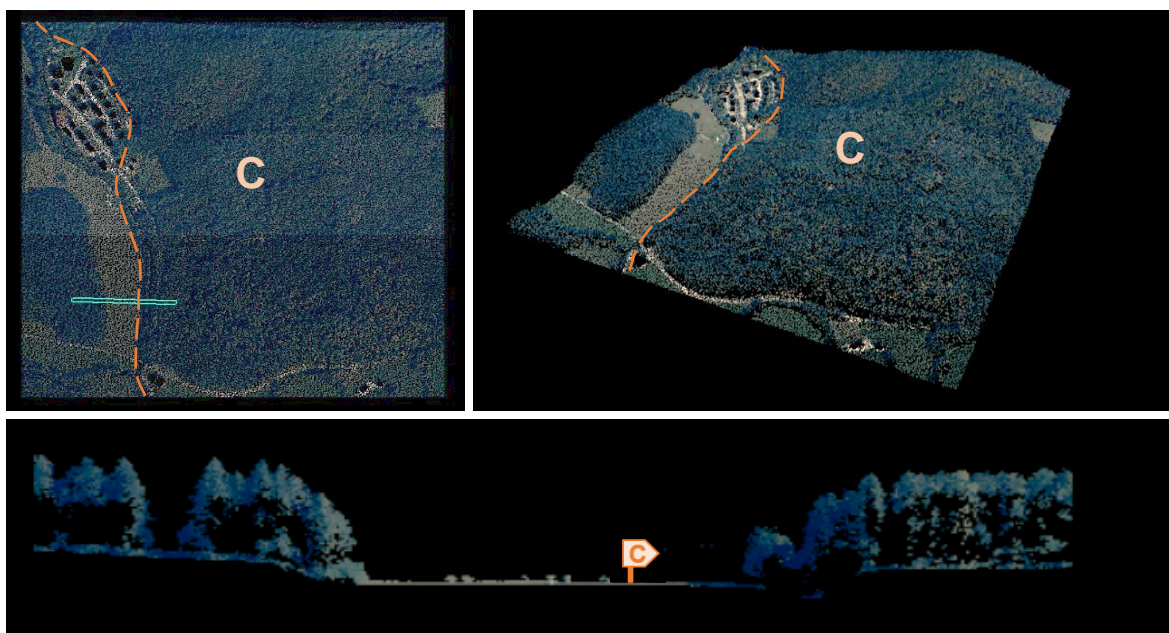


Figura 7. Nube de puntos LiDAR-PNOA del límite del área de estudio C (archivo LAZ 598-4762) coloreada en RGB. Fuente: PNOA (2016). Elaboración propia.

2.5. Selección de la muestra para el análisis estadístico

Con el objetivo de obtener una muestra representativa de la variabilidad de las alturas de la masa forestal y del estado de conservación de los hábitats 9160, 9230 y 9240, se realizó un muestreo aleatorio estratificado (Næsset y Okland, 2002); la realización de un muestreo sistemático habría incrementado significativamente el tamaño de la muestra, siendo de esa manera inabordable el estudio realizado en las cuatro zonas.

La variabilidad de los hábitats se determinó mediante tres variables que permitieron clasificar la zona de estudio en diferentes unidades homogéneas, teniendo también en cuenta el estado de

conservación. Posteriormente, y en base al área de extensión de cada una de ellas, se generó un determinado número de parcelas. La homogeneidad se analizó por tanto en función de la Fracción de Cobertura (FCC a partir de ahora), el percentil 95 (P95), la pendiente y la categoría de conservación de las masas forestales.

La utilización del comando Grid Metrics del software FUSION permitió generar las variables de FCC y P95 de cada píxel en las cuatro áreas de estudio. Como resultado se obtuvo un archivo con formato CSV que incluía dicha información entre otras muchas variables estructurales. El tamaño del píxel que se ha utilizado para presentar los resultados es de 20 metros, una extensión apropiada para la escala regional a la que se está trabajando y por su facilidad para combinar con otros datos como las imágenes Sentinel-2. Por otro lado, se determinó que para la generación de estadísticas solo se consideraran las categorías 2, 3, 4 y 5 de la nube de puntos referentes al suelo, matorral alto, bajo y estrato arbóreo. También se omitieron los puntos con elevaciones por debajo de 0,2 metros y aquellos por encima de los 25 metros en los hábitats 9230 y 9240 y 40 metros en el 9160. Estableciendo el valor mínimo se eliminó la influencia del suelo en las estadísticas generadas; el límite superior en cambio se determinó en base a la altura máxima de las especies predominantes de ambos hábitats, con el objetivo de eliminar cualquier valor altimétrico atípico generado por errores.

La FCC se define como el porcentaje de primeros retornos por encima de una altura establecida respecto al total de primeros retornos (Hopkinson y Chasmer, 2009). En este caso, la FCC se calculó con el porcentaje de retornos por encima de 1,5 metros, considerando que a partir de esta altura ya no hay un porcentaje elevado de estrato arbustivo. Se han establecido cuatro clases referentes a la densidad de la cubierta forestal, que están comprendidas entre espacios abiertos o desarbolados y densidades altas de masas forestales (ver Tabla 4). Para su designación se ha consultado a expertos de la Consultora Bi+De, con una gran experiencia y trayectoria a nivel estatal y europeo en la conservación de espacios protegidos de la Red Natura 2000 (García *et al.*, 2018). No existe una categorización estándar para todos los hábitats; esta debe adecuarse a las características ecológicas y morfológicas locales dentro de cada región biogeográfica.

Tabla 4. Porcentaje de primeros retornos por encima de 1,5 metros respecto al total de los primeros retornos.

FCC	Clase	Descripción
0 - 20	1000	Desarbolado o arbolado ralo
20 - 40	2000	Densidad baja
40 - 70	3000	Densidad media
> 70	4000	Densidad alta

Con respecto al P95, proporciona una aproximación de la altura dominante de la masa forestal y a su vez facilita información acerca de la edad y el estado de esta. Las características morfológicas de las masas forestales de los 3 hábitats a analizar son diferentes, por lo que se ha realizado una categorización diferente en cada caso. Tal y como puede apreciarse en la Tablas 5 y 6, esta variable se categorizó en cuatro clases referentes al dosel forestal.

En este caso, la categorización también se realizó en base a criterio experto de la consultora Bi+De y teniendo en cuenta las características morfológicas y estructurales de la especie principal que caracteriza a estos hábitats. En los hábitats 9230 y 9240, donde los árboles alcanzan una altura máxima de 25-30 metros, el matorral bajo alcanza los 3 metros del perfil vertical, mientras que el matorral alto asciende hasta los 6 metros de altura. Entre los 6 y 10 metros se encuentran los individuos de roble más jóvenes, junto con algunas otras especies secundarias. A partir de los 10-12 metros los ejemplares empiezan a desarrollarse hasta alcanzar la envergadura de los denominados árboles maduros o extramaduros. En los robledales de Ultzama, en cambio, la especie principal llega a alcanzar los 40 metros de altura, por lo que la categorización del dosel no sigue el patrón establecido para los dos hábitats anteriores. En este caso, las especies acompañantes de la especie principal suelen llegar hasta los 8 metros de altura, y los individuos

más jóvenes de roble alcanzan los 12 metros. A partir de esta altura aparecen los robles maduros y extramaduros.

Tabla 5. *Percentil 95 (metros) del hábitat 9230 y 9240.*

P95	Clase
0 - 3	100
3 - 6	200
6 - 10	300
> 10	400

Tabla 6. *Percentil 95 (metros) del hábitat 9160.*

P95	Clase
0 - 8	100
8 - 12	200
12 - 20	300
> 20	400

La pendiente del terreno se obtuvo a partir de los MDE disponibles en la Infraestructura de Datos Espaciales de Navarra (IDENA), utilizados en la normalización de la nube de puntos. Para esta variable se establecieron 3 categorías comúnmente utilizadas en la expresión cartográfica de dicha variable, que diferencian entre pendientes suaves, medias o fuertes (Tabla 7).

Tabla 7. *Pendiente.*

Pendiente	Clase
0 - 5	10
5 - 15	20
> 15	30

Finalmente, se utilizó la categorización realizada por GAN-NIK en 3 clases con relación al EC de los diferentes hábitats; desde el número 1 para aquellas masas peor conservadas, hasta el número 3 para aquellas que se encuentran en estado de conservación óptimo (Tabla 8).

Tabla 8. *Estado de conservación.*

EC	Clase
Desfavorable-malo	1
Desfavorable-inadecuado	2
Favorable	3

Para la realización de la clasificación en zonas homogéneas se generó la cartografía de las variables expuestas a partir de los propios datos LiDAR-PNOA, creando capas ráster de las citadas variables con una resolución de 20 metros. Asimismo, se reclasificaron en un entorno SIG, generando categorías representativas del área de estudio. Posteriormente, se superpusieron generando una única capa en la que el valor de cada píxel indicaba las características de esta: las unidades expresan el estado de conservación; las decenas la pendiente; las centenas la altura dominante; y las unidades de millar la FCC.

El archivo ráster obtenido se recortó para adaptarlo a cada una de las zonas objeto de estudio. Finalmente, y proporcionalmente al área de extensión de cada unidad homogénea se generaron un total de 1000 puntos aleatorios en los hábitats 9160 y 9240 y 450 en el 9230. Teniendo en consideración que el tamaño de cada píxel del *grid* generado tiene una extensión de 20 x 20 metros, se estableció una distancia mínima de 20 metros entre los puntos aleatorios, con el objetivo de no generar variables y estadísticas duplicadas. De ese modo, y debido a que el tamaño del hábitat 9230 es más reducido que el de los otros dos, solo se pudieron generar un máximo de 450 puntos

con la separación descrita anteriormente. Aun existiendo esta diferencia, en ambos casos se considera que se trata de un número de puntos significativo y representativo de la variabilidad del entorno para la realización de este estudio.

2.6. Métricas de estructura vertical y horizontal

Como se ha descrito anteriormente, las métricas de estructura vertical y horizontal se generaron con el comando Grid Metrics a una resolución espacial de 20 metros. En la Tabla 9 se muestra un resumen de las métricas LiDAR obtenidas. Se trata de métricas que han sido comúnmente utilizadas en diversas aplicaciones forestales.

Tabla 9: Listado de métricas obtenidas con FUSION.

Variable	Descripción
Total return count above 1.5	Número de retornos por encima de la altura mínima
<i>Elev minimum</i>	Altura mínima
<i>Elev maximum</i>	Altura máxima
<i>Elev mean</i>	Altura media
<i>Elev mode</i>	Moda de la altura
<i>Elev stddev</i>	Desviación estándar de la altura
<i>Elev variance</i>	Varianza de la altura
<i>Elev CV</i>	Coficiente de variación de la altura
<i>Elev IQ</i>	Rango intercuartílico de la altura
<i>Elev skewness</i>	Asimetría de la altura
<i>Elev kurtosis</i>	Curtosis de la altura
<i>Elev ADD</i>	Desviación media absoluta de la altura
<i>Elev L1, L2, L3, L4</i>	Momentos muestrales de orden 1,2,3 y 4 de la altura
<i>Elev L skewness</i>	Asimetría del momento muestral
<i>Elev L kurtosis</i>	Curtosis del momento muestral
<i>Elev L CV</i>	Coficiente de variación del momento muestral
<i>Elev P01, P10, P20, P30, P40, P50, P60, P70, P80, P90, P95, P99</i>	Percentiles 1, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 95 y 99 de la altura
<i>Return 1,2,3,4,5,6,7,8,9 count above 1.5</i>	Número de primeros, segundos, terceros... retornos por encima de la altura
<i>Percentage first returns above 1.5</i>	Porcentaje de primeros retornos por encima de la altura mínima
<i>Percentage all returns above 1.5</i>	Porcentaje de retornos por encima de la altura mínima
<i>(All returns above 1.5) / (Total first returns)</i>	Porcentaje de retornos por encima de la altura mínima
<i>First returns above 1.5</i>	Primeros retornos por encima de la altura mínima
<i>All returns above 1.5</i>	Todos los retornos por encima de la altura mínima
<i>Percentage first returns above mean</i>	Porcentaje de primeros retornos por encima de la media
<i>Percentage first returns above mode</i>	Porcentaje de primeros retornos por encima de la moda
<i>Percentage all returns above mean</i>	Porcentaje de retornos por encima de la altura
<i>Percentage all returns above mode</i>	Porcentaje de retornos por encima de la moda
<i>(All returns above mean) / (Total first returns)</i>	Porcentaje de retornos por encima de la altura media
<i>(All returns above mode) / (Total first returns)</i>	Porcentaje de retornos por encima de la moda de la altura
<i>Elev MAD median</i>	Mediana de las desviaciones absolutas sobre la altura
<i>Elev MAD mode</i>	Mediana de las desviaciones absolutas sobre la altura
<i>Canopy relief ratio</i>	Ratio de compensación del dosel
<i>Elev quadratic mean</i>	Media cuadrática de la altura media
<i>Elev cubic mean</i>	Media cúbica de la altura media

2.7. Índices de biodiversidad

Con el objetivo de complementar las métricas LiDAR generadas directamente para estos puntos a partir del comando Grid Metrics, se obtuvo el número total de retornos cada 0,5 metros mediante el comando Density Metrics, también disponible en el software FUSION. Estas estadísticas proporcionan información de densidad estratificada y la salida consta de un archivo CSV. En el comando se designaron las mismas características utilizadas para la generación de las variables de Grid Metrics y a partir de los porcentajes de reportos a diferentes alturas se generaron los índices de biodiversidad LHDI (*LiDAR Height Diversity Index*) y LHEI (*LiDAR Height Evenness Index*) (Listopad *et al.* 2015).

En general, los índices de biodiversidad se basan en el análisis de la composición específica de los ecosistemas. Pero el coste y el tiempo de obtención de estos índices es muy elevado. Por ejemplo, el índice de diversidad de Shannon (SHDI) se utiliza a menudo en ecología para medir la biodiversidad de la composición de especies. Con el objetivo de reducir el coste de adquisición, el SHDI se adaptó para proporcionar una medida de diversidad del paisaje teniendo en cuenta patrones espaciotemporales de las diversas manchas que forman un paisaje heterogéneo (Zhang *et al.*, 2008). También se ha modificado para integrar información sobre la estructura vertical del bosque con las alturas de los árboles y el área basal (Frazer *et al.*, 2005). Pero el coste de obtención de este índice sigue requiriendo trabajos intensos de campo. Sin embargo, la modificación de uno de los índices clásicos de biodiversidad, el índice de Shannon-Wiener y su adaptación a los parámetros obtenidos a partir de LIDAR, puede ser útil para medir la diversidad vertical de los diferentes estratos de un hábitat (Listopad *et al.*, 2015).

El índice de diversidad de Shannon-Weiner (H') generalmente se calcula mediante la ecuación 1.

$$H' = -\sum [(pi) \times \ln (pi)] \quad (1)$$

Donde pi es la proporción de la muestra total representada por especie i .

Para el índice estructural modificado de Shannon-Weiner (LHDI), la especie se reemplaza por el intervalo de altura de 0,5 m, y pi es la proporción de los retornos LiDAR totales que caen dentro de una categoría de altura específica.

El LHEI es una modificación del índice de uniformidad de Pielou (J') realizada por Listopad *et al.* (2015), que expresa el índice de diversidad de Shannon-Weiner en relación con el valor máximo que podría tener. Y se calcula dividiendo el LHDI por el logaritmo natural de las clases de altura máxima representadas en cualquiera de las parcelas. Su valor está comprendido entre 0 y 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes y 0 la situación análoga. Este índice se calcula mediante la ecuación 2:

$$J' = H'/H'_{max} \quad (2)$$

Donde H'_{max} es igual \ln (número total de especies) – en esta adaptación, el número total de especies es sustituido por el número total de retornos.

El cálculo de estos índices se ha automatizado con el software estadístico R (R Core Team, 2017 (ver script en el Anexo I).

2.8. Evaluación del potencial de métricas LiDAR para la estimación del estado de conservación

Para la evaluación del potencial de las métricas LiDAR se han seguido 3 pasos: en primer lugar, se ha realizado un cribado inicial mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis para

seleccionar aquellas métricas estadísticamente significativas; en un segundo paso, se ha analizado el significado ecológico de las variables anteriormente seleccionadas, y, finalmente se ha realizado el test de Dunn para comprobar si las diferencias eran significativas en la comparación por pares entre los diferentes estados de conservación. El objetivo final es seleccionar las variables que pueden ser incluidas en el proceso de clasificación digital posterior.

2.8.1. Análisis estadístico de medias

Cada uno de los hábitats se desglosa en tres subgrupos, denominados 1, 2 y 3, que hacen referencia al estado de conservación de los hábitats mencionados anteriormente, todos ellos bajo la denominación correspondiente de la Directiva Europea (1: desfavorable-malo; 2: desfavorable-inadecuado; 3: favorable). Los datos se consideran independientes cuando el investigador realiza una medida en un sujeto o espécimen concreto, y los sujetos o especímenes no están relacionados entre sí (Weissgerber et al., 2016). Dado que los tres estados de conservación de estudio no muestran relación entre ellos, asumimos que los datos recogidos tienen un carácter independiente.

En estadística la distribución normal o distribución gaussiana es una de las distribuciones de probabilidad de variable continua que aparece con gran frecuencia (Guerrero *et al.*, 2010). Esta distribución, al representarla gráficamente, presenta simetría y una forma acampanada. La naturaleza de los datos que se recogen en investigación hace que la distribución por excelencia sea la normal. Es por ello por lo que la mayoría de los métodos estadísticos han sido diseñados para analizar datos que siguen dicha tendencia (Gaddis *et al.*, 1990). Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, se ha observado que los datos recogidos se alejan de este modelo. Previo a análisis matemático, las distintas variables de estudio de los distintos hábitats (9160, 9230 y 9240) fueron representadas en sus correspondientes gráficos de densidad, observándose una clara distribución sesgada negativamente. Este sesgo es causa de una serie de valores atípicos que pueden deberse tanto a errores aleatorios como a la variabilidad de parcelas escogidas para el análisis. La falta de normalidad fue comprobada matemáticamente para los tres hábitats y sus 3 subgrupos mediante la prueba de contraste numérica Shapiro-Wilk ($p\text{-value} < 0,01$) en cada una de sus variables. Dado el carácter sesgado de la población, no se ha podido utilizar la media como medida de centralización y se ha recurrido a otro estimador robusto, la mediana (Healy, 1994; Sainani, 2012).

El supuesto de homogeneidad de varianzas, también conocido como homocedasticidad, considera una varianza constante en los diferentes niveles de un factor. La homocedasticidad entre los 3 subgrupos para las distintas variables se comprobó mediante el test de Levene, confirmando que los datos no presentan un carácter homogéneo en todas sus variables para los distintos hábitats ($\sigma_1 \neq \sigma_2 \neq \sigma_3$) ($p\text{-value} > 0,05$). Esta heterocedasticidad puede ser causa de que las variables independientes posean un gran recorrido con respecto a su propia media (Jeffrey, 2006).

La ausencia de normalidad en los datos desaconseja el uso de pruebas paramétricas de contraste, ya que estas requieren que la distribución sea normal. Si el tamaño de muestra es pequeño o sigue una distribución no normal se pueden intentar normalizar los datos realizando una de las siguientes transformaciones: logarítmica, raíz cuadrada o inversa (Swift, 2002). Una alternativa ha sido la transformación de los datos a una escala logarítmica decimal, reduciendo así el sesgo mencionado anteriormente. No obstante, no se alcanzó una distribución normal ($p\text{-value} < 0,01$). Por ello, se ha hecho uso de la prueba no paramétrica test de Kruskal-Wallis, equivalente no paramétrico de la prueba ANOVA. Se recomienda el test de Kruskal-Wallis cuando las poblaciones a comparar son claramente asimétricas y se cumple que lo sean en la misma dirección. Las pruebas no paramétricas

son más exigentes a la hora de conseguir significancia estadística, pero deben emplearse en cuanto haya la menor duda sobre la normalidad de la variable a contrastar (Healy, 1994; Sainani, 2012).

2.8.2. Selección de métricas con significado ecológico

Para aquellas variables estadísticas LiDAR con una diferencia significativa en las medianas de sus subgrupos ($p\text{-value} < 0,01$), se ha realizado una selección de aquellas con un significado ecológico en base a los siguientes criterios:

- Fracción de cabida cubierta (FCC)

Con frecuencia la FCC se utiliza como indicador del estado de conservación de un hábitat forestal (GAN-NIK, 2014). Se ha considerado que una FCC mayor al 70% es propia de un bosque en buen estado de conservación; entre el 40 y el 70%, es propio de un bosque en estado inadecuado-desfavorable de conservación; y entre el 20 y el 40% es propio de un bosque en un mal estado de conservación. Siguiendo el criterio aplicado por GAN-NIK, se considera que por debajo del 20% la formación no puede considerarse “bosque”.

- Estructura de edades

Esta variable se aplica a las especies arbóreas dominantes. Se mide a través de parámetros como diámetro basal, anillos de crecimiento o altura, y aportan información sobre la diversidad (Lähde *et al.*, 1999), la estructura de la comunidad, la estructura poblacional y el estado sucesional.

Para realizar una aproximación de la estructura de edades de las masas forestales a analizar se han seleccionado el percentil 95 y el coeficiente de variación. Con respecto al percentil 95, refleja la altura dominante mejor que la altura media, que en algunas investigaciones dio un error de 3 metros cuando fue validada en campo (Magnussen y Boudewyn, 1998)

Por otro lado, el coeficiente de variación muestra el grado de dispersión de la elevación de los retornos. Este proporciona información acerca de la variabilidad de alturas que existen en una determinada parcela, reflejando la variedad de edades que existen dentro de la masa forestal analizada.

Podría ocurrir que las plantaciones monoespecíficas viejas dieran valores similares de altura media que los bosques bien conservados, aunque estas plantaciones no se dan en el caso de las especies principales de los hábitats y lugares analizados. En cualquier caso, el uso combinado del índice de “altura media” con otros índices que reflejan la diversidad de alturas permite discriminar estas formaciones regulares monoespecíficas.

- Presencia de árboles viejos

Los bosques maduros tienen el dosel principal formado por varias generaciones de árboles y clases de tamaño con huecos producidas por la senectud y caídas de los árboles más viejos. En las etapas anteriores, donde los árboles viejos son muy escasos, la elevación del dosel principal tiende a ser unimodal en las clases mayores y más variable en las clases menores. Los árboles viejos presentes en los estados sucesionales maduros tienen un porte y elevación superior a la media (Frelich, 2002).

El LiDAR puede aproximarse a una cuantificación de este tipo de árboles viejos mediante la estimación del porcentaje de primeros retornos (o de todos los retornos) que están por encima de la altura o elevación media. Se debería utilizar en este caso el porcentaje en lugar del número total de retornos ya que varios de ellos pueden corresponder al mismo árbol y la densidad de puntos en la nube no es homogénea.

- Complejidad de la estructura vertical y desarrollo de estratos

La curtosis proporciona información sobre la estructura de la comunidad, la estructura poblacional y el estado sucesional y se puede medir directamente con datos LiDAR (Figura 8). La concentración de datos en una franja limitada de altura sugiere formaciones inmaduras con poblaciones coetáneas, poco diversas y en estados sucesionales iniciales (distribución leptocúrtica). En estos casos el valor de la curtosis es alta. Mientras que las formaciones maduras presentarán una alta variación de la altura de los retornos (distribución platicúrtica), que puede estar relacionada con la presencia de ejemplares de distintas especies y ejemplares de la misma especie con distinta edad, distribuidos espacialmente en todos los estratos verticales. El comportamiento normal exige que la curtosis sea igual a 0 (distribución mesocúrtica).

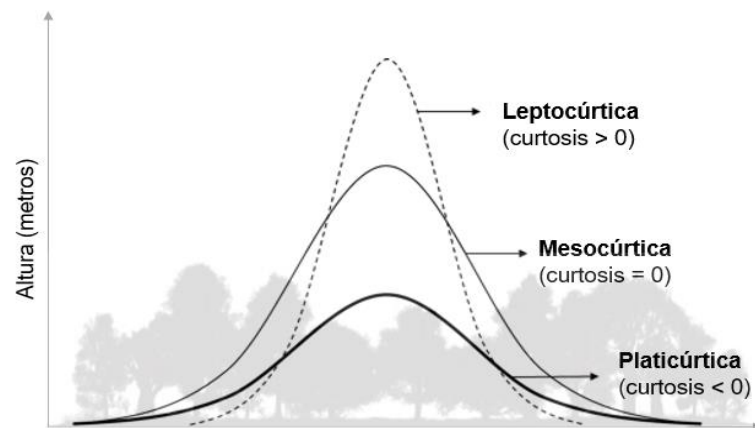


Figura 8. Tipos de curtosis en función de la distribución de las alturas de los árboles. Fuente: Elaboración propia.

Además de la curtosis, son varias las métricas LiDAR que se pueden utilizar para analizar la complejidad de la estructura vertical de la vegetación, ya que aportan información sobre la distribución de los retornos en las franjas que ocupan los distintos estratos:

- **Desviación Estándar:** se define como la medida de dispersión más común; indica lo dispersos que están los datos con respecto a la media, de manera que cuanto mayor sea la desviación estándar, mayor será la dispersión de los datos.
- **Varianza:** corresponde a la desviación típica elevada al cuadrado.
- **AAD:** es la desviación absoluta media.
- **Coefficiente de variación:** es la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la variable.
- **Skewnees:** Mide la asimetría de los retornos a nivel de celda. El valor de asimetría puede ser positivo, cero, negativo o indefinido. Para una distribución unimodal, el sesgo negativo normalmente indica que la cola está en el lado izquierdo de la distribución y el sesgo positivo, en cambio, que la cola está a la derecha (Figura 9).
- **Porcentaje de retornos en las franjas de altura mayor de tres metros, entre 0,5 y 3 metros, y menor de 0,5 metros:** indican el desarrollo de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, respectivamente.
- **Canopy relief ratio (CRR):** es un estadístico relacionado con la longitud libre de copa de la masa a partir de observaciones de las alturas (Parker y Russ, 2004) y se define como:

$$CRR = (H_{\text{media}} - H_{\text{mínimo}}) / (H_{\text{máximo}} - H_{\text{mínimo}}) \quad (3)$$

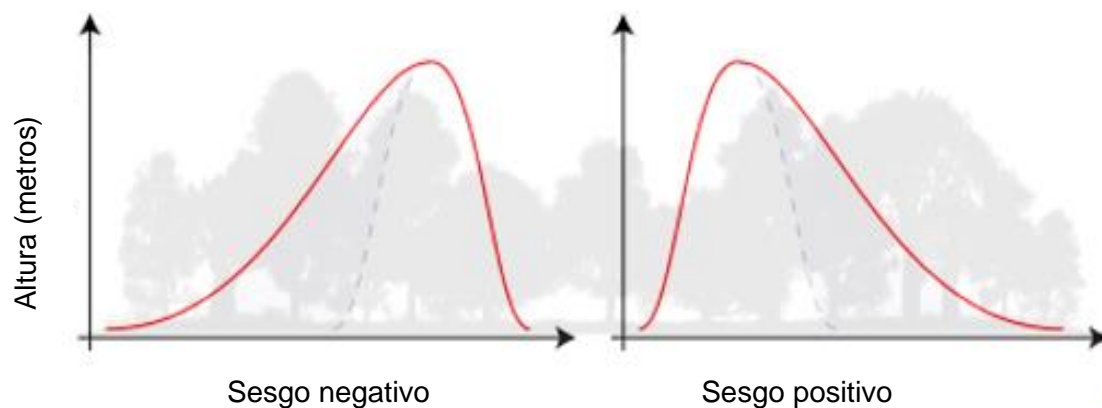


Figura 9. *Sesgo negativo y positivo de la distribución de las alturas de los árboles. Fuente: Elaboración propia.*

Todas estas métricas aportan información redundante. Un sistema de indicadores múltiples será más eficiente cuanto menor sea el número de indicadores, ya que será menos costoso de implementar. Por este motivo, en la clasificación se ha optado por utilizar el coeficiente de variación (CV) por ser aquel que ofrece en los tres casos un valor de Kruskal-Wallis mayor con las clases de estado de conservación.

2.8.3. Test de Dunn

El test de múltiples comparaciones de Dunn se trata de una prueba post-hoc utilizada en análisis estadísticos no paramétricos. Es uno de los test de múltiples comparaciones con mayor poder estadístico, especialmente para muestras grandes. Además, la prueba de Dunn (1964) ha ganado popularidad en las últimas dos décadas, tal y como puede apreciarse en la Figura 10 (Dinno, 2018). Por ello, se ha completado el análisis estadístico (Kruskal-Wallis, $p\text{-value} < 0,01$) con un test de múltiples comparaciones de Dunn para las distintas variables (Dunn, 1964).

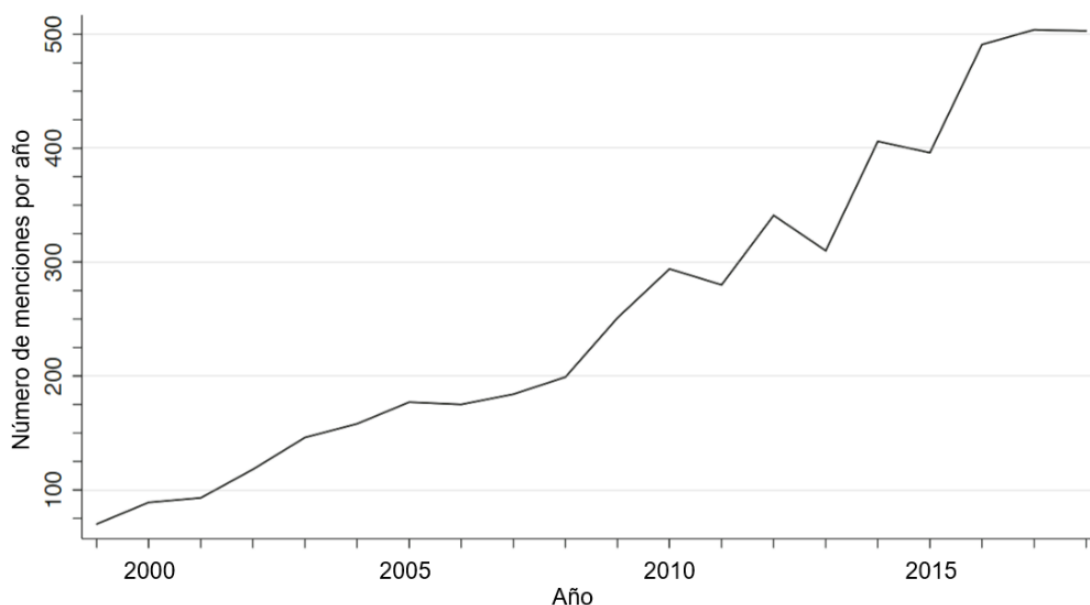


Figura 10. *Citas indexadas por Google Scholar que incluyen la "prueba de Dunn" durante las últimas dos décadas. Fuente: Dinno, 2018.*

2.9. Clasificación digital

El objetivo secundario del presente trabajo es determinar si con las métricas seleccionadas en el análisis anterior es posible detectar y delimitar las diferentes categorías de estado de conservación de los hábitats 9160, 9230 y 9240. Para ello se ha realizado una clasificación supervisada con el software ERDAS Imagine ® 2015, un proceso de asignación mediante el cual los píxeles de una imagen se identifican con un número determinado de categorías informacionales en función de sus características espectrales (Chuvieco, 2010).

Para la clasificación se han utilizado aquellas variables estadísticamente significativas y que pudieran ser interpretadas sobre la base de características ecológicas, explicadas en el apartado 2.2. y 2.9. Además, con el objetivo de intentar mejorar la clasificación digital se ha añadido el índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI), un índice de vegetación estandarizado que permite generar una imagen que muestra la biomasa relativa. La combinación de información de sensores activos y pasivos ha dado buenos resultados en clasificación de otras variables estructurales de la vegetación, como los modelos de combustible (Marino y Vega, 2016). La absorción de clorofila en la banda roja y la reflectancia relativamente alta de la vegetación en la banda del infrarrojo cercano (NIR) se utilizan para calcular el NDVI. Para ello se utilizaron las bandas 8 y 4 de imágenes corregidas atmosféricamente (nivel 2A), y se aplicó la ecuación 4 en el software ArcMap.

$$\text{NDVI} = (\text{B8} - \text{B4}) / (\text{B8} + \text{B4}) \quad (4)$$

En el siguiente paso se rasterizaron las métricas LiDAR seleccionadas en el apartado anterior mediante el comando CSV2GRID, disponible en el software FUSION y se unieron todas las variables en una sola imagen con un archivo de capas múltiple o *layer stack*.

El proceso de clasificación se divide en 3 fases principales: la fase de entrenamiento, la fase de asignación y finalmente, la fase de verificación. La fase del entrenamiento consistió en realizar la selección de las áreas de entrenamiento (*trainings field or Area of interest, AOI*) para completar un conjunto (*set*) de firmas. Pero para eso, es imprescindible la correcta definición de categorías informacionales; una leyenda. Esta debe ser exacta, a la vez que replicable, consistente y robusta. En este caso la leyenda está compuesta por los tres estados de conservación (Tabla 10).

Tabla 10. Leyenda de las categorías a clasificar.

Leyenda
Desfavorable-malo
Desfavorable-inadecuado
Favorable

Para cada categoría se generó un archivo AOI con los píxeles seleccionados de localización interactiva. Todos los AOI forman un set de métricas LiDAR que se almacena en un fichero SIG. Cada AOI debe cubrir toda la variedad de la categoría informacional y su tamaño debe ser, como mínimo, superior en píxeles al número de bandas que se utilicen para clasificar. Para ello se ha seleccionado el 70 por ciento de las parcelas de cada hábitat para el entrenamiento y el restante para la validación final. De esta manera se han importado y transformado a formato AOI 700 puntos en los hábitats 9160 y 9240 y 315 puntos en el 9130, formando 3 set de firmas espectrales correspondiente a la leyenda establecida en la Tabla 10.

En la fase de asignación se adscribe cada uno de los píxeles de la imagen a una de las categorías previamente seleccionadas. En este caso y debido a la distribución no normal de los datos se ha utilizado el método no paramétrico del paralelepípedo. Los límites de cada paralelepípedo, un

subespacio, son definidos por el rango de valores para cada área de entrenamiento. Alternativamente, estos límites pueden definirse tomando cierto número de desviaciones estándar para ambos lados de la media del área de entrenamiento. Si el píxel es asignado a una clase, es debido a que todos sus valores están dentro del área de dominio (Chuvieco, 2010).

La fase de verificación es imprescindible para evaluar la consecución de los objetivos perseguidos y la consistencia de la metodología empleada. Para ello se utilizó el 30% de las parcelas de cada hábitat; 300 puntos en los hábitats 9160 y 9240 y 135 en el 9230. En esta fase se genera una matriz de confusión que indica la exactitud del resultado obtenido mediante la exactitud del productor (*Producers Accuracy*) y de la exactitud del usuario (*Users Accuracy*) de cada categoría informacional. Se planteó el utilizar el estadístico Kappa, tradicionalmente utilizado en la validación en procesos de clasificación, pero se descartó su uso por las recientes dudas generadas sobre su utilidad (Foody, 2020).

2.10. Validación en campo

También se realizó una segunda validación visitando aquellas zonas de discordancia entre el modelo obtenido y la categorización realizada a manos de GAN-NIK con el objetivo de comprobar los resultados obtenidos. Se visitaron un total de 50 puntos en cada hábitat, generando posteriormente la matriz de confusión y determinando, por lo tanto, la fiabilidad final de la clasificación.

Los indicadores que permiten evaluar el estado de conservación de un bosque hacen referencia a la composición específica, a la estructura y a la funcionalidad. Los relativos a la composición informan sobre la diversidad específica (número de especies características y exóticas, así como abundancia relativa). Los Indicadores estructurales, en cambio, miden la distribución horizontal y vertical de los componentes tanto bióticos como abióticos de un hábitat. Finalmente, los indicadores de función miden los procesos ecológicos que ocurren en una serie de escalas temporales y espaciales. Por ejemplo, la regeneración natural, la evolución de la vegetación o el ciclo de nutrientes son funciones que están ligadas a los servicios que prestan los ecosistemas. A mayor número de especies y mayor complejidad estructural, mayor diversidad de nichos ecológicos y microhábitats, y por tanto mejor funcionalidad ecosistémica.

Los trabajos de validación en campo se han centrado en los indicadores estructurales para ser comparados con los obtenidos mediante el análisis de datos LiDAR. Los rangos que se han seguido en cada categoría son los que utilizan como valores de referencia la consultoría especializada Bi+De en los trabajos de planificación de áreas protegidas. Para ser favorable, al menos el primero y tres de los cinco siguientes parámetros deben estar en los rangos establecidos como “favorable”. Para ser desfavorable-malo, al menos el primero y tres de los cinco siguientes parámetros deben estar en los rangos establecidos como “desfavorable-malo”. Para el resto de las combinaciones se considera “desfavorable-inadecuado”. El resto de los parámetros pueden aconsejar subir o bajar una categoría atendiendo a criterio experto. Para los parámetros “árboles viejos” y “claros” se puede tener en cuenta el valor en celdas adyacentes.

También se han valorado aspectos relativos a la diversidad específica y a la funcionalidad (presencia de pícidos, xilófagos o regenerado). La Tabla 11 enumera los indicadores que se han tenido en cuenta y los umbrales utilizados para cada categoría de estado de conservación.

Las celdas donde la escasa dominancia de *Q. robur*, *Q. pyrenaica* o *Q. faginea* (según el caso), o donde la dominancia de especies exóticas pone en cuestión la presencia de los tipos de hábitats objeto de estudio, no han sido evaluadas. Tampoco las celdas con masas regulares, monoespecíficas, o con una cobertura arbórea menor del 20%, ya que no se consideran bosques de ninguno de los THIC.

Tabla 11. Indicadores y umbrales utilizados para la categorización de las parcelas.

<i>Quercus pyrenaica</i> (9230) y <i>faginea</i> (9240) <i>Quercus robur</i> (9160)	F *	D – I **	D – M ***	OBSERVACIONES
Edad (diámetro basal)	> 50 cm > 60 cm	15 - 50 cm 20 - 60 cm	< 15 cm < 20 cm	El bosque maduro tiene una distribución equilibrada de tamaños
Diversidad especies arbóreas	> 2 > 3	1 - 2 2 - 3	0 - 1 1 - 2	Teniendo en cuenta solo especies características
Cobertura del estrato arborescente y herbáceo	> 30 > 40	15 - 30 20 - 40	< 15 < 20	Solo se tiene en cuenta especies características del hábitat
N.º especies en sotobosque	> 10 > 15	3 - 10 5 - 15	< 3 > 5	Solo se tiene en cuenta especies características del hábitat
Madera muerta/celda 20 x 20	> 5 m ³ > 6 m ³	2 - 5 m ³ 3 - 6 m ³	< 2 m ³ < 3 m ³	Madera fina y gruesa, en suelo y en pie, y en distinto estado de descomposición
Cobertura de especies exóticas (%)	< 5 < 5	5 - 15 5 - 15	> 15 < 15	
Presencia de árboles viejos	Si Si	No No	No No	Diámetro mayor de 80 cm, con oquedades y ramas muertas
Claros y huecos en el dosel	Si Si	No No	No No	Se observa también la situación en celdas adyacentes
Presencia de regenerado				Indicador funcional. Se valorará la presencia alta, media o baja
Indicios de presencia de pícidios y xilófagos				Indicador funcional. Se valorará la presencia en alta, media o baja

*: estado favorable; **: estado desfavorable-inadecuado; ***: estado desfavorable-malo

3. RESULTADOS

3.1. Análisis estadístico de medias

En las Tablas 12,13 y 14 se muestra una selección de aquellas variables con el chi-cuadrado más elevado después de realizar el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. En los tres hábitats analizados la FCC y los índices de biodiversidad LHDI y LHEI se sitúan en los puestos más elevados de la tabla, con un chi cuadrado elevado y un *p-value* inferior a 0,001, por lo que se afirma que los datos provienen de distribuciones diferentes, y, por ende, existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los diferentes EC.

Por otro lado, mientras que en los hábitats 9160 y 9240 el porcentaje total de retornos por encima de la media y el coeficiente de variación de la altura también presentan buenos resultados, estos no son estadísticamente significativos en el hábitat 9230. Ocurre lo mismo con los percentiles 90, 95 y 99 de la altura; aunque en los hábitats 9160 y 9240 estos tienen un p-valor inferior al 0,001, en el hábitat de la ZEC de Belate no se ha encontrado diferencias significativas entre las medias de los EC.

Finalmente, en la tabla de los tres hábitats analizados aparecen la varianza de la elevación, la elevación mínima, media y máxima, la moda de la altura y la desviación media absoluta de la altura, aunque con p-valores y valores de chi-cuadrado diferentes, y por tanto con diferencias en la significancia estadística de estas para cada hábitat.

Tabla 12. Resultados del test de Kruskal-Wallis para el hábitat 9160.

Variables	Hábitat 9160	
	Chi cuadrado	p-value
FCC	202,812	< 0,001
LHEI	110,889	< 0,001
Varianza de la elevación	100,231	< 0,001
LDHI	95,277	< 0,001
Desviación media absoluta de la altura	82,758	< 0,001
Porcentaje total de retornos por encima de la media	80,382	< 0,001
Elevación máxima	63,837	< 0,001
Percentil 99 de la altura	54,175	< 0,001
Percentil 95 de la altura	48,402	< 0,001
Percentil 90 de la altura	45,002	< 0,001
Coeficiente de variación de la altura	27,793	< 0,001
Elevación media	26,894	< 0,001
Curtosis de la elevación	23,059	< 0,001
Elevación cuadrática media	22,581	< 0,001
Elevación mínima	19,163	< 0,001
Moda de la elevación	10,477	< 0,01
Rango intercuartílico de la altura	9,987	< 0,01

Tabla 13. Resultados del test de Kruskal-Wallis para el hábitat 9230.

Variables	Hábitat 9230	
	Chi cuadrado	p-value
LDHI	116,268	< 0,001
LHEI	32,099	< 0,001
FCC	25,49	< 0,001
Elevación mínima	16,387	< 0,001
Varianza de la elevación	13,899	< 0,001
Desviación media absoluta de la altura	12,063	< 0,01
Momento muestral de orden 2 de la altura	12,028	< 0,01
Mediana de las desviaciones absolutas sobre la altura	9,780	< 0,01
Momento muestral de orden 3 de la altura	8,096	< 0,05
Moda de la elevación	8,055	< 0,05
Elevación máxima	7,927	< 0,05
Elevación media	7,517	< 0,05
Rango intercuartílico de la altura	7,404	< 0,05
Moda de las desviaciones absolutas sobre la altura	6,545	< 0,05

Tabla 14. Resultados del test de Kruskal-Wallis para el hábitat 9240.

Variables	Hábitat 9240	
	Chi cuadrado	p-value
Porcentaje de retornos por encima de la altura media	116,474	< 0,001
Coeficiente de variación de la altura	96,434	< 0,001
FCC	94,118	< 0,001
Percentil 95 de la altura	88,644	< 0,001
Elevación media	64,317	< 0,001
LDHI	63,770	< 0,001
Elevación cuadrática media	63,169	< 0,001
Área de perfil	58,660	< 0,001
LHEI	57,268	< 0,001
Percentil 90 de la altura	56,641	< 0,001
Momento muestral de orden 3 de la altura	40,845	< 0,001
Elevación mínima	37,172	< 0,001
Percentil 99 de la altura	36,833	< 0,001
Moda de la elevación	31,324	< 0,001
Elevación máxima	27,897	< 0,001
Varianza de la elevación	12,781	< 0,01
Momento muestral de orden 2 de la altura	11,114	< 0,01
Momento muestral de orden 4 de la altura	10,652	< 0,01
Desviación media absoluta de la altura	10,289	< 0,01

3.2. Métricas LiDAR con significado ecológico

En las Tablas 15,16 y 17, y siguiendo el significado ecológico de las variables LiDAR desarrollado en el apartado 2.9 de la metodología, se muestra el resumen de las 6 variables incluidas en el análisis de los hábitats 9160 y 9240 y las 3 variables seleccionadas en el caso del hábitat 9230.

Tabla 15. Resumen de los estadísticos LiDAR (variables independientes) en las 1000 parcelas analizadas del hábitat 9160.

Hábitat 9160				
Variables	Media	Mínimo	Máximo	Desviación típica
FCC	82,304	6,13	93,17	3,202
LHEI	0,387	0,125	0,943	0,062
LHDI	3,323	0,122	4,031	0,328
P95	20,494	0,349	34,257	3,277
CV	0,383	0,07	1,625	0,166
% RM	59,639	12.0	81,601	6,126

Tabla 16. Resumen de los estadísticos LiDAR (variables independientes) en las 1000 parcelas analizadas del hábitat 9240.

Hábitat 9240				
Variables	Media	Mínimo	Máximo	Desviación típica
FCC	75,954	25,425	97,847	6,334
LHEI	0,259	0,106	0,398	0,037
LHDI	2,576	0,369	3,432	0,145
P95	9,391	0,556	22,034	1,987
CV	0,614	0,296	1,259	0,116
% RM	51,679	11,189	74,109	7,428

Tabla 17. Resumen de los estadísticos LiDAR (variables independientes) en las 450 parcelas analizadas del hábitat 9230.

Hábitat 9230				
Variables	Media	Mínimo	Máximo	Desviación típica
FCC	83,096	15,893	98,397	12,874
LHEI	0,366	0,122	0,549	0,067
LHDI	3,148	0,098	3,931	0,221

3.3. Test de Dunn

Posteriormente, en las Tablas 18 y 19 se recoge el test de múltiples comparaciones de Dunn para observar cuantitativamente las diferencias existentes para cada variable seleccionada entre las diferentes categorías de conservación.

En los hábitats 9160 y 9240, las diferencias de las variables ecológicas son estadísticamente significativas en todos los estados de conservación. En todas ellas se observa una clara distinción entre categorías, pudiendo asumir esta diferencia con un intervalo de confianza del 99,9%. En la Tabla 19, en cambio, el test de Dunn refleja la similitud de datos de FCC en las parcelas con categoría desfavorable-inadecuada y favorable. Es por eso por lo que no existen diferencias significativas entre ambas categorías, mientras que si las hay entre los espacios en estado desfavorable-malo con los favorable y desfavorable-inadecuado. Para el resto de las variables estadísticas, las diferencias entre clases tienen una fiabilidad por encima del 99,5%. Estas diferencias se han representado gráficamente para cada uno de los hábitats mediante diagramas de cajas (ver Figuras 11, 12 y 13). Estas muestran la distribución de los valores de estas variables en los 3 hábitats para los diferentes estados de conservación y los puntos con fluctuación representan las observaciones individuales.

Tabla 18. Resultados del test de Dunn para los hábitats 9160 y 9240.

Variables	Hábitat 9160			Hábitat 9240		
	2 - 1	3 - 1	3 - 2	2 - 1	3 - 1	3 - 2
FCC	2,07E-03***	8,13E-23***	6,84E-51***	2,07E-03**	2,10E-15***	3,19E-09***
LHEI	1,76E-04***	9,77E-19***	1,28E-28***	4,97E-04***	3,49E-12***	3,69E-03**
LHDI	6,49E-13***	4,16E-20***	5,46E-04***	1,42E-05***	3,59E-14***	1,77E-02*
P95	3,02E-02**	2,28E-06***	3,53E-07***	2,43E-02*	1,28E-14***	1,10E-08***
CV	2,41E-03**	7,79E-06***	1,63E-02*	1,90E-03**	3,86E-17***	6,42E-08***
% RM	6,65E-03***	6,89E-05***	4,88E-02*	8,41E-05***	2,13E-21***	2,44E-08***

*: $p\text{-value} < 0,05$; **: $p\text{-value} < 0,01$; ***: $p\text{-value} < 0,001$

Tabla 19. Resultados del test de Dunn para el hábitat 9230. En rojo se indican valores que no presentan significancia estadística.

Variables	Hábitat 9230		
	2 - 1	3 - 1	3 - 2
FCC	2,82E-04***	8,91E-03**	5,36E-01
LHEI	2,37E-02*	1,11E-06***	1,07E-04***
LHDI	3,05E-15***	2,40E-26***	3,69E-06***

*: $p\text{-value} < 0,05$; **: $p\text{-value} < 0,01$; ***: $p\text{-value} < 0,001$

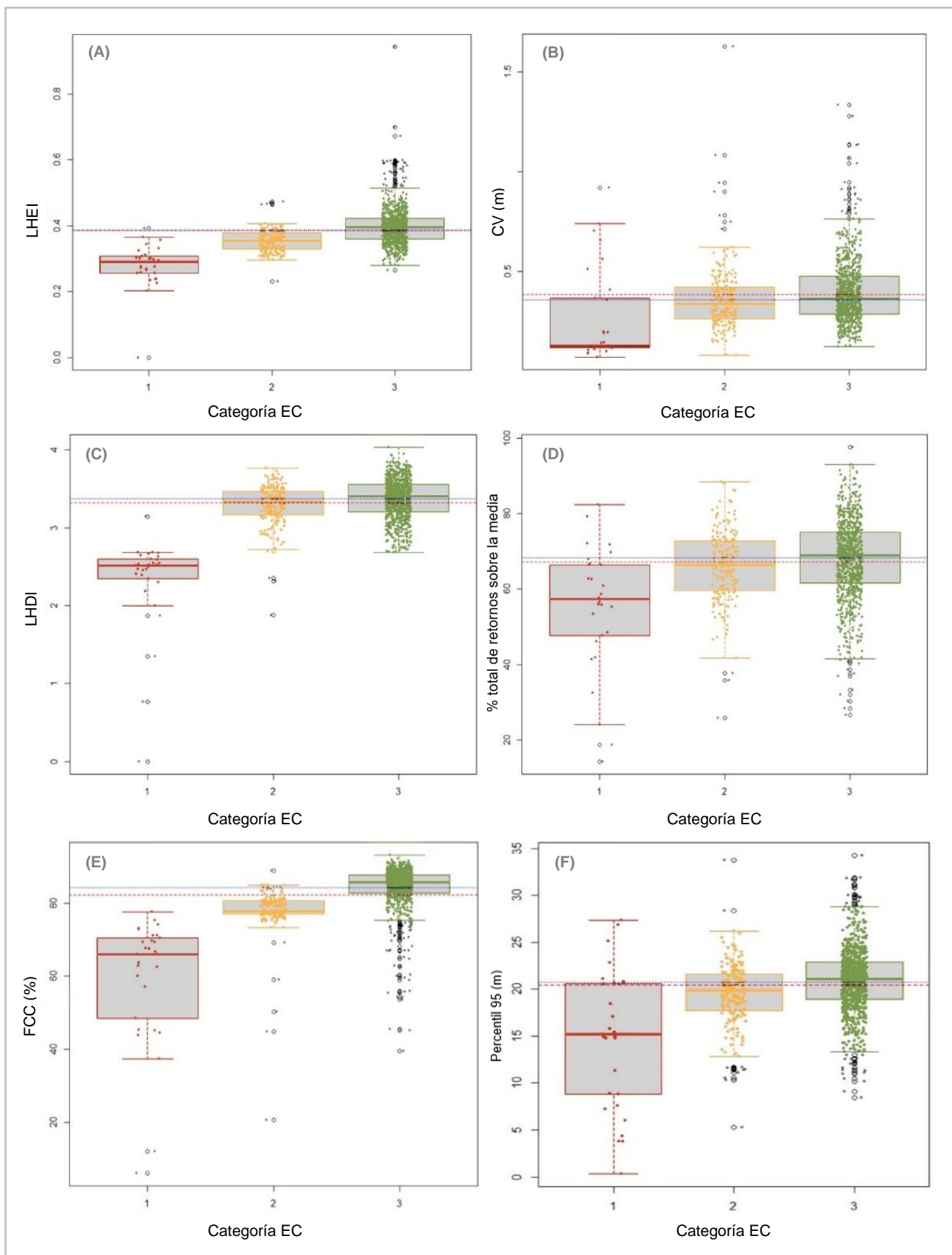


Figura 11. Diagrama de cajas de las variables LiDAR seleccionadas por categoría de conservación en el hábitat 9160. En el eje X: 1: estado desfavorable-malo; 2: estado desfavorable-inadecuado; 3: estado favorable. Cada gráfica corresponde a la siguiente variable LiDAR: (A): LHEI; (B): CV; (C): LHDl; (D): Porcentaje de retornos por encima de la media; (E): FCC y (F): P95. Con una línea roja discontinua se muestra la media y con una línea azul punteada la mediana. Elaboración propia.

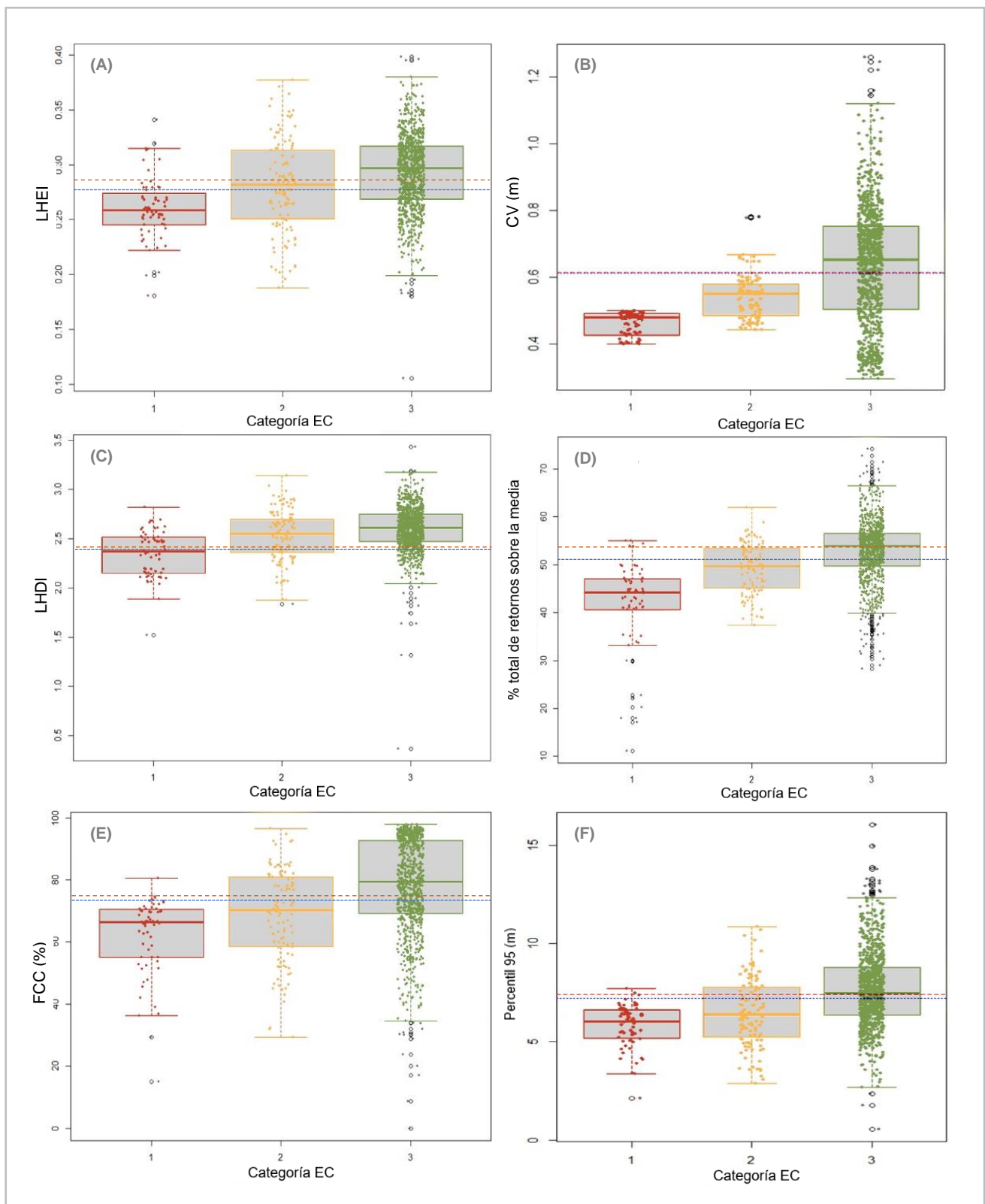


Figura 12. Diagrama de cajas de las variables LiDAR seleccionadas por categoría de conservación en el hábitat 9240. En el eje X: 1: estado desfavorable-malo; 2: estado desfavorable-inadecuado; 3: estado favorable. Cada gráfica corresponde a la siguiente variable LiDAR: (A): LHEI; (B): CV; (C): LHD; (D): Porcentaje de retornos por encima de la media; (E): FCC y (F): P95. Con una línea roja discontinua se muestra la media y con una línea azul punteada la mediana. Elaboración propia.

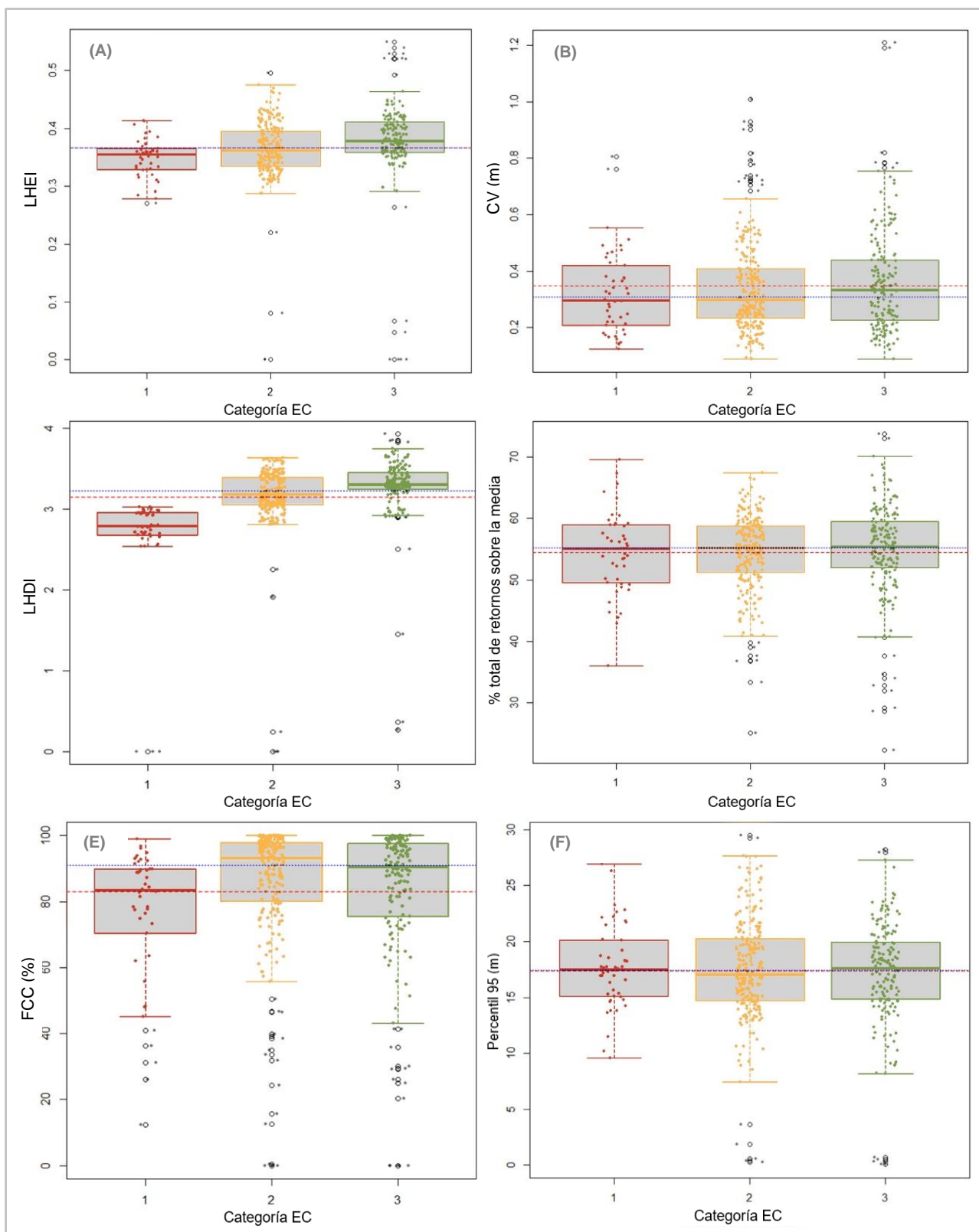


Figura 13. Diagrama de cajas de las variables LiDAR seleccionadas por categoría de conservación en el hábitat 9230. En el eje X: 1: estado desfavorable-malo; 2: estado desfavorable-inadecuado; 3: estado favorable. Cada gráfica corresponde a la siguiente variable LiDAR: (A): LHEI; (B): CV; (C): LHDl; (D): Porcentaje de retornos por encima de la media; (E): FCC y (F): P95. Con una línea roja discontinua se muestra la media y con una línea azul punteada la mediana. Elaboración propia.

En función de los datos analizados, en el hábitat 9160 la diferencia de medias entre las categorías de conservación desfavorable-malo y desfavorable-inadecuado es menor que la diferencia entre las categorías en estado desfavorable-inadecuado y favorable. En las variables LHDI y LHEI se observa una menor dispersión en los datos; por el contrario, en variables como porcentaje de retornos por encima de la media y CV toman un rango de valores mayor, lo que implica una mayor dispersión en los datos. Por último, la FCC y P95 son dos variables cuya dispersión depende de la categoría del estado de conservación.

En el caso del hábitat 9240, la diferencia de medias entre categorías de conservación es escalonada, siendo la diferencia de medias entre el estado de conservación desfavorable-malo y desfavorable-inadecuado similar a la existente entre este segundo y el estado favorable. En lo que a la dispersión de datos se refiere, difiere del hábitat anterior: se observan valores más concentrados en las variables LHDI y porcentaje total de retornos por encima de la media; por el contrario, la FCC presenta datos más dispersos. Las variables CV, LHEI y P95 muestran una dispersión de datos dependiente de la categoría del estado de conservación.

La tendencia a medias con valores más altos en función de la mejora del estado de conservación observada en los hábitats 9160 y 9240 no es aplicable al hábitat 9230. Por el contrario, en todos ellos se observa una muestra de datos mayor en los EC favorable y desfavorable-inadecuado respecto al estado de conservación desfavorable-malo.

3.4. Clasificación digital

Para completar la leyenda se seleccionaron un total de 7 variables en los hábitats 9160 y 9240: FCC, coeficiente de variación, percentil 95, porcentaje de retornos por encima de la altura media, LHDI, LHEI y NDVI. Para el hábitat 9230, en cambio, finalmente se utilizaron un total de 3 variables: LHDI, LHEI y NDVI. Se realizó una clasificación previa de estas tres variables junto con la FCC, pero la ausencia de diferencias significativas entre la categoría desfavorable-inadecuado y favorable (Tabla 19) hizo que el resultado de la clasificación no fuera bueno. De ese modo, todas las variables utilizadas para el proceso de clasificación cumplen los siguientes requisitos: se sitúan en la parte superior de las Tablas 12, 13 y 14, con los valores más elevados del chi-cuadrado para cada hábitat; tienen una explicación ecológica y el test de Dunn refleja diferencias significativas en la comparación por pares entre los diferentes estados de conservación.

En primer lugar, se realizó la clasificación siguiendo la leyenda establecida (Tabla 10) en cada uno de los hábitats con el objeto de diferenciar entre las tres categorías de conservación. En las Figuras 14, 15 y 16 se observa el resultado cartográfico de la clasificación (B en las Figuras) en relación con la clasificación ya existente realizada por GAN-NIK (A en las Figuras).

En el hábitat 9160, los resultados de la clasificación indican que la precisión global es del 73.67%. La matriz de confusión (Tabla 20) determina un gran acierto en la categoría desfavorable-malo. En la categoría de conservación desfavorable-inadecuado, en cambio, se observa una omisión producida por la confusión del modelo con las zonas de bosque en estado favorable. Finalmente, también muestra una omisión de la categoría favorable, consecuencia de haber clasificado 53 del total de 101 puntos de la muestra con el estado de conservación desfavorable-inadecuado.

Tabla 20. Matriz de confusión del hábitat 9160.

Etiqueta de referencia	Etiqueta clasificada				Total fila	Precisión del productor	Precisión del usuario
	No clasificado	D - M	D - I	F			
No clasificado	1	0	0	0	1	---	---
D - M	0	15	0	0	15	93.75%	100.00%
D - I	0	1	105	53	159	81.39%	66.04%
F	0	0	24	101	125	65.58%	80.80%
Total columna	1	16	129	154	300		

Después de realizar las jornadas de campo y visitar un total de 50 puntos para la segunda validación, se realizó su correspondiente matriz de confusión, obteniendo una precisión global de un 88.00 %. En este caso, el modelo tampoco realiza una distinción clara de las zonas en estado desfavorable-inadecuado y en estado favorable; asigna el EC favorable a 6 parcelas con EC desfavorable-inadecuado (Tabla 21).

Tabla 21. Matriz de confusión de la validación en campo del hábitat 9160.

Etiqueta de referencia	Etiqueta clasificada				Total fila	Precisión del productor	Precisión del usuario
	No clasificado	D - M	D - I	F			
No clasificado	0	0	0	0	0	---	---
D - M	0	15	0	0	15	100.00%	100.00%
D - I	0	0	10	0	10	62.50%	100.00%
F	0	0	6	19	25	100.00%	76.00%
Total columna	0	15	16	19	50		

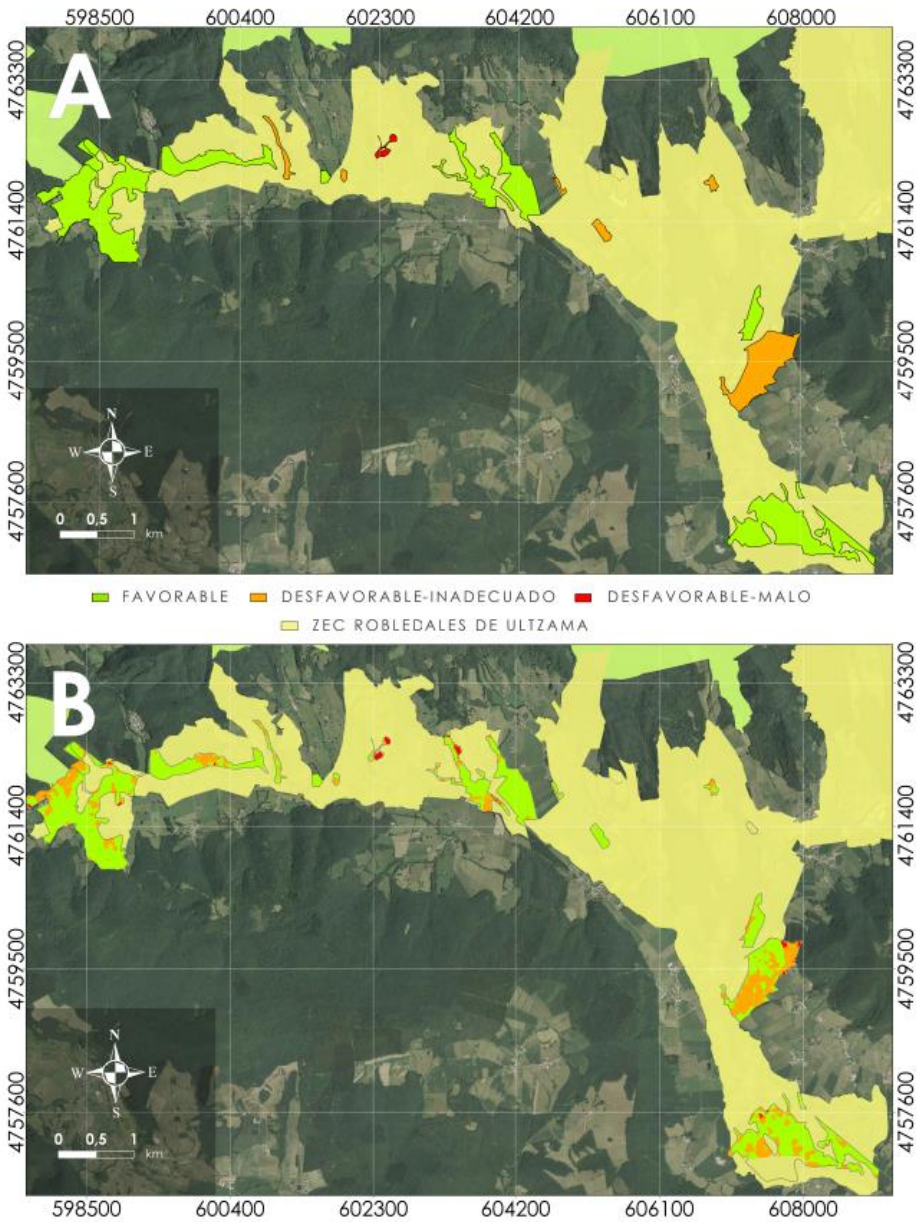


Figura 14. Categorización realizada por GAN-NIK (A) frente al resultado cartográfico de la clasificación digital en el hábitat 9160 (B). Elaboración propia.

En el hábitat 9240, en cambio, el resultado de la clasificación supervisada indica una precisión global del 70.33%. La matriz de confusión denota una omisión de la categoría desfavorable-malo, principalmente debido a la confusión con zonas en estado desfavorable-inadecuado. También se observa una omisión importante de la categoría desfavorable-inadecuado, resultado de haber clasificado 37 de las 74 parcelas en estado desfavorable-inadecuado bajo el EC favorable. Finalmente, la omisión de la categoría favorable se debe a la comisión del estado de conservación desfavorable-inadecuado (Tabla 22 y Figura 15).

Tabla 22. Matriz de confusión del hábitat 9240.

Etiqueta de referencia	Etiqueta clasificada				Total fila	Precisión del productor	Precisión del usuario
	No clasificado	D - M	D - I	F			
No clasificado	0	0	0	0	0	---	---
D - M	0	13	0	0	13	68.42%	100.00%
D - I	0	5	37	46	88	50.00%	42.04%
F	0	1	37	161	199	77.78%	80.90%
Total columna	0	19	74	207	300		

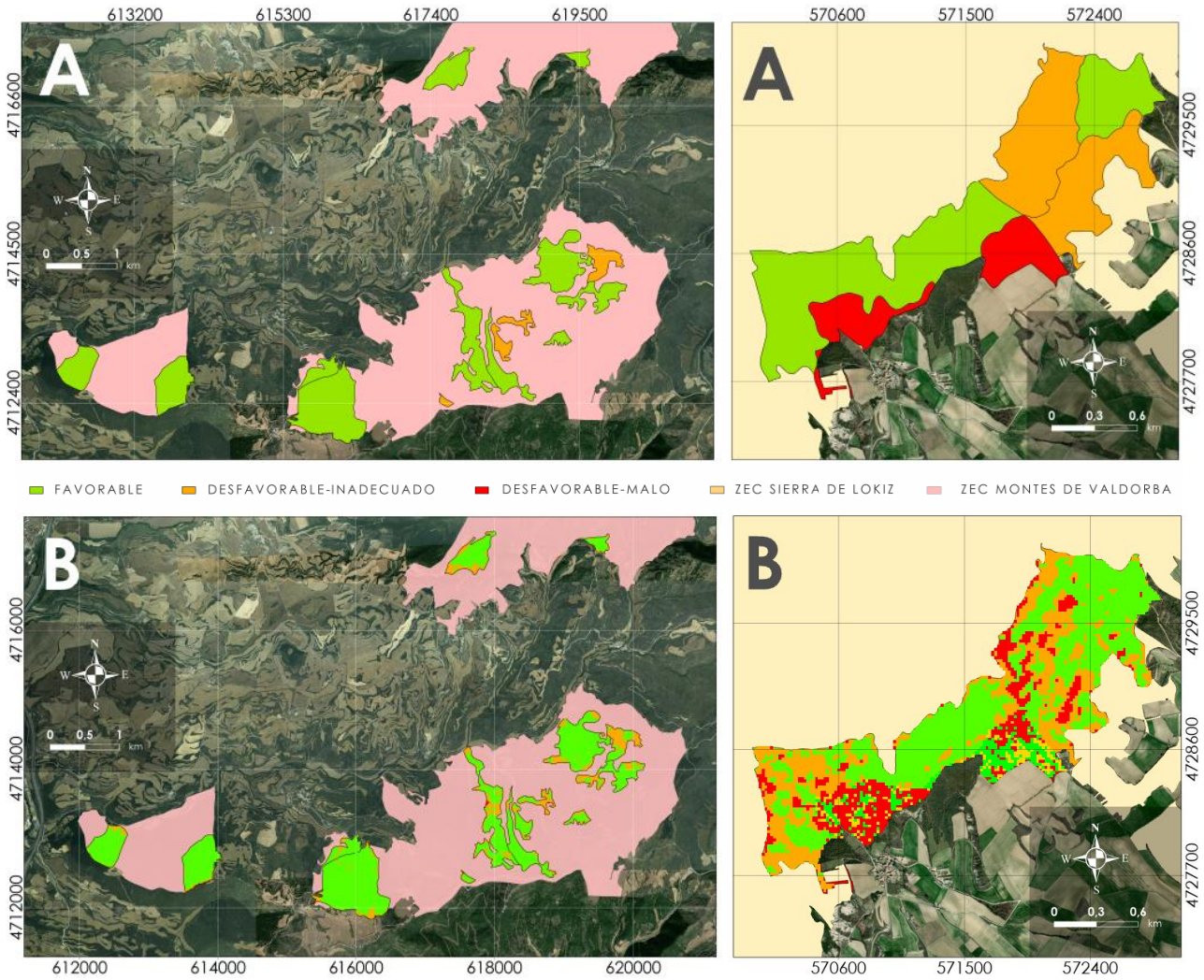


Figura 15. Categorización realizada por GAN-NIK (A) frente al resultado cartográfico de la clasificación digital en el hábitat 9240 (B). Elaboración propia.

Tras la visita de 50 puntos en campo, principalmente en la ZEC de Sierra de Lokiz, lugar donde se han registrado más discordancias entre ambas clasificaciones, se obtuvo una precisión del 82.00 % (Tabla 23). Pueden observarse ambas clasificaciones en la Figura 15.

Tabla 23. Matriz de confusión de la validación en campo del hábitat 9240.

Etiqueta de referencia	Etiqueta clasificada				Total fila	Precisión del productor	Precisión del usuario
	No clasificado	D - M	D - I	F			
No clasificado	0	0	0	0	0	---	---
D - M	0	7	0	0	7	100.00 %	100.00%
D - I	0	0	13	1	14	61.90%	92.86%
F	0	0	8	21	29	95.45%	72.41%
Total columna	0	7	21	22	50		

Finalmente, en la Tabla 24 la clasificación realizada en el hábitat 9230 muestra una precisión global del 86.67%. Se observa una omisión destacable en la categoría desfavorable-inadecuado, principalmente debido a la confusión con zonas en estado favorable. Ocurre lo mismo en la categoría desfavorable-malo, donde existe una pequeña equivocación con zonas en estado desfavorable-inadecuado. Finalmente, el resultado de la clasificación de áreas en estado favorable muestra un resultado muy similar a la categorización realizada por GAN-NIK (Figura 16).

En este caso concreto, la validación realizada en campo ha obtenido una fiabilidad global de un 86.84 % (Tabla 25). En este caso, se seleccionaron un total de 50 puntos, pero solo se pudo acceder a 38 de ellos debido a la falta de accesibilidad del terreno.

Tabla 24. Matriz de confusión del hábitat 9230.

Etiqueta de referencia	Etiqueta clasificada				Total fila	Precisión del productor	Precisión del usuario
	No clasificado	D - M	D - I	F			
No clasificado	0	0	0	0	0	---	---
D - M	0	4	0	0	4	66.67 %	100.00%
D - I	0	2	33	2	37	70.21%	89.19%
F	0	0	14	80	94	97.56%	85.10%
Total columna	0	6	47	82	135		

Tabla 25. Matriz de confusión de la validación en campo del hábitat 9230.

Etiqueta de referencia	Etiqueta clasificada				Total fila	Precisión del productor	Precisión del usuario
	No clasificado	D - M	D - I	F			
No clasificado	0	0	0	0	0	---	---
D - M	0	3	0	0	3	100.00 %	100.00%
D - I	0	0	10	3	13	83.33%	76.92%
F	0	0	2	20	22	86.95%	90.90%
Total columna	0	3	12	23	38		

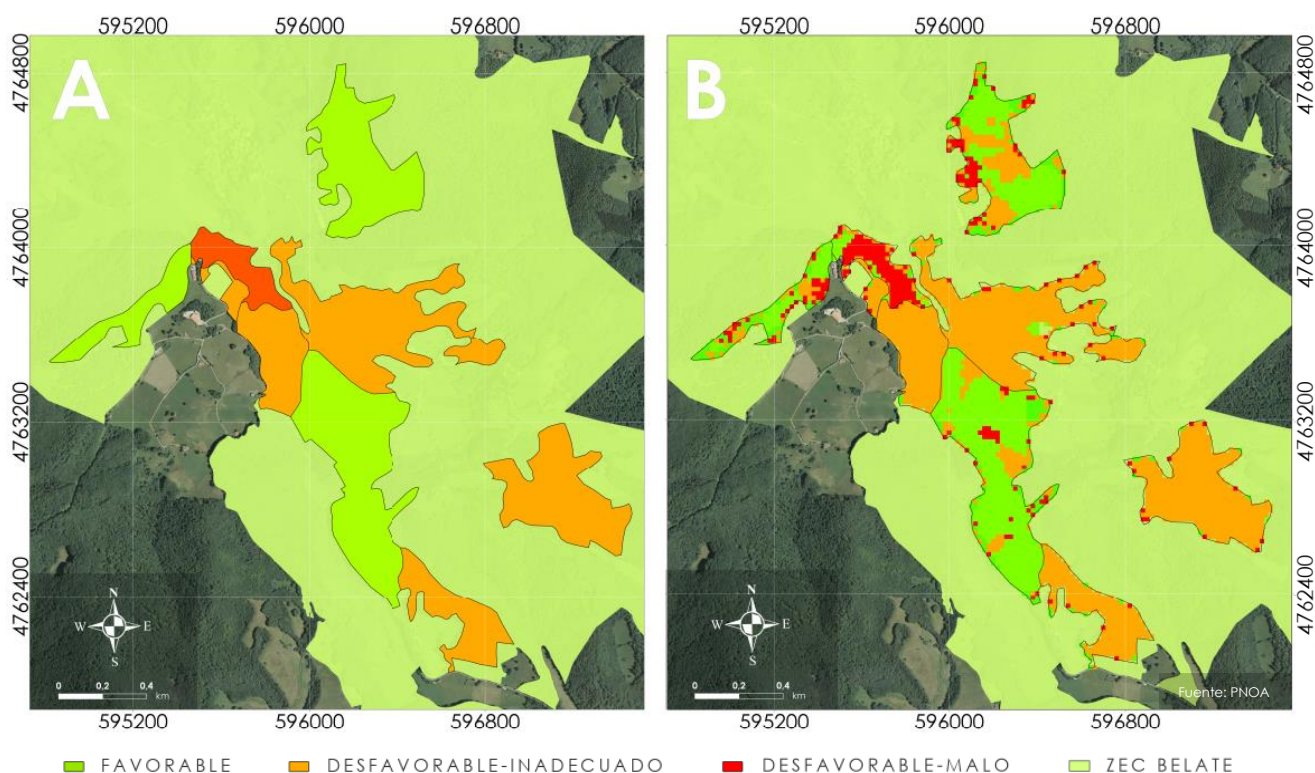


Figura 16. Categorización realizada por GAN-NIK (A) frente al resultado cartográfico de la clasificación digital en el hábitat 9230 (B). Elaboración propia.

4. DISCUSION

Algunos estudios han analizado la posibilidad de confeccionar cartografía temática de variables forestales continuas a partir de datos LiDAR para el caso del carbono aéreo total (CAT), volumen con corteza (VCC), biomasa aérea total (BAT), biomasa foliar (BF), área basal (AB), recubrimiento arbóreo (REC) diámetro normal medio (DBH) y altura media (Hm) (Vayreda *et al.*, 2019). Sin embargo, el presente trabajo analiza la posibilidad de obtener información sobre el estado de conservación de la estructura de algunos tipos de bosques de la Red Natura 2000 a partir de datos LiDAR, analizando las diferencias significativas existentes entre parámetros LiDAR de las valoraciones cualitativas sobre el estado de conservación ecológica obtenidos sobre el terreno mediante criterio experto. De este modo, los resultados del test de Kruskal-Wallis y test de Dunn, calculados para las variables LiDAR de los diferentes hábitats analizados indican que los datos provienen de distribuciones diferentes, evidenciando diferencias significativas entre las variables de aquellos lugares con diferente estado de conservación.

En los hábitats 9160 y 9240, y a diferencia de los melojares (9230), se observan diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes estados de conservación para las variables FCC, LHEI, LHDI, P95, CV y porcentaje de retornos por encima de la media. Además, estas variables aportan información directa o indirecta sobre la FCC, la estructura de edades, la presencia de árboles viejos, la diversidad específica, la complejidad de la estructura vertical y el desarrollo de estratos. Esto parece indicar que las métricas LiDAR y los índices de diversidad estructural tienen capacidad para dar información sobre algunas de las características ecológicas que determinan el estado de conservación de estos hábitats (Listopad *et al.*, 2015).

En el caso de los robledales de *Quercus pyrenaica* (9230), en cambio, las variables “percentil 95” (P95), “coeficiente de variación” (CV), y porcentaje de retornos por encima de la media” (% RM) no son significativas. Por otro lado, la fracción de cabida cubierta (FCC) es mayor entre las

manchas en estado desfavorable-inadecuado que en aquellas en estado desfavorable-malo. Sin embargo, es también mayor en las manchas en estado desfavorable-inadecuado que en aquellas en estado favorable, alejándose, de ese modo, de la tendencia que se había observado previamente en los hábitats 9160 y 9240. Esto puede deberse a que en el área geográfica incluida en el ámbito de estudio como en el resto de Navarra, los melojares tienen carácter relicto, ya que se refugian en biotopos de cierto carácter xerofítico (relieves en cuesta y espolones). El estado de conservación mayoritario de este hábitat en Navarra es desfavorable-inadecuado ya que en la mayor parte de los recintos en los que está presente hay claras evidencias de explotación intensa, por lo que es frecuente que se trate de masas ralas y que los robles presenten en ocasiones un aspecto achaparrado. Esta circunstancia, unida a la limitada superficie de este hábitat en Navarra, reduce la posibilidad de seleccionar melojares bien desarrollados y en un estado de conservación favorable (GAN-NIK, 2014). Por tanto, la imposibilidad de seleccionar áreas en estado de conservación desfavorable-malo, desfavorable-inadecuado y favorable claramente diferenciables y en número suficiente de cada una de ellas, puede haber afectado a los resultados estadísticos. Para poder verificar esta hipótesis habría que replicar el análisis calibrado en otras Comunidades Autónomas donde presenten un mejor desarrollo.

Por otro lado, las bases técnicas del plan de gestión de la Sierra de Lokiz establecen que los quejigares (9240) en la Sierra de Lokiz están globalmente en un EC favorable. No obstante, este documento define algunas manchas en un EC desfavorable-inadecuado o desfavorable-malo. El nivel de coincidencia al comparar estas valoraciones con los resultados obtenidos en el modelo es del 70.33%. Se ha realizado trabajo de campo centrado en las zonas donde las valoraciones de GAN no coinciden con las del modelo y se observa sobre el terreno que el modelo arroja resultados más precisos debido a que el análisis se hace sobre parcelas de 20 x 20 metros. Entre las manchas de quejigares bien conservadas se encuentran pequeñas parcelas que estuvieron antiguamente adehesadas para pastoreo y carboneo, y que presentan una estructura más abierta y con presencia en ocasiones de grandes árboles trasmochos de gran interés ecológico. Además, parte de estos quejigares se asientan sobre laderas de fuerte pendiente con suelos raquíuticos donde son frecuentes los afloramientos de roca y la vegetación rala (Figura 5). En ambos casos, estas parcelas que presentan menor FCC y desarrollo de la masa forestal son identificadas por el modelo. El modelo identifica píxeles en estado desfavorable-malo y desfavorable-inadecuado donde la valoración de GAN asignaba una valoración uniforme y favorable. Por lo tanto, tras realizar los trabajos de campo de verificación del modelo, se observa un incremento del porcentaje de coincidencia entre los resultados del modelo y las valoraciones en campo superior al 82%.

Cabe destacar la FCC del hábitat 9160, donde se observa una mayor variabilidad de datos en el estado de conservación desfavorable-malo frente a los estados de conservación desfavorable-inadecuado y favorable. Esto se debe a que dentro de esta categoría y en este hábitat en concreto se ha encontrado un mayor porcentaje de áreas adehesadas y abiertas. Esta tendencia de dispersión puede verse también reflejada en la variable percentil 95, pudiendo indicar una posible correlación entre ambas variables; una mayor FCC parece estar condicionada por una mayor altura de la masa forestal.

Además, considerando que los robles tienen una copa de gran desarrollo, se valoró la posibilidad de utilizar celdas de una resolución inferior de 20 x 20 metros, por ejemplo, de 40 x 40 metros o incluso de 100 x 100 metros para la FCC. Esto permitiría reducir la carga computacional y tiempo de procesamiento, facilitando la evaluación de superficies más extensas. Sin embargo, considerando que en las ZEC seleccionadas algunos de los recintos del hábitat 9160 y 9230 son pequeños o muy elongados, un tamaño de celda más grande podría incluir zonas adehesadas, de transición o abiertas en los límites de dichos recintos. En consecuencia, se reduciría la pureza de los datos del análisis estadístico, combinado con resultados de estadísticos LiDAR en áreas que quedan fuera del ámbito de estudio. Aun así, en posibles futuros análisis de áreas de mayor extensión, y con el análisis de la FCC a una resolución menor se podría detectar la presencia de claros, ecotonos y zonas de transición que condicionan su estructura horizontal y definen ciertos patrones espaciales. Para ello podrían aplicarse filtros de análisis de las celdas adyacentes en la FCC y en la elevación media de los retornos. Cabe destacar que el estado sucesional y la existencia de microhábitats

ligados a claros forestales y zonas de transición determinan el estado de conservación de los hábitats forestales.

Por otro lado, aunque a través de LiDAR no pueda determinarse directamente la edad de las masas forestales, se observa que las celdas con bosques en estado de conservación favorable tienen un porcentaje de retornos sobre la altura media superior a aquellas parcelas que presentan un estado inadecuado o malo. Esto puede explicarse porque, aunque la competencia por la luz y otros factores pueden condicionar la altura de un árbol, está también relacionada con su edad, por lo que la gran parte de los retornos en masas maduras se dan en elevaciones mayores.

Finalmente, y aunque el análisis de la complejidad de la estructura horizontal no se ha realizado de forma sistemática para todas las celdas del área de estudio, se ha comprobado en los trabajos de campo la correlación entre las variaciones bruscas que presentan algunos índices en parcelas adyacentes y la presencia de claros o zonas de transición en los bordes de los recintos.

Frente a la elección de la clasificación digital supervisada a través de la regla no paramétrica del paralelepípedo, algunos autores recomiendan la utilización del método *Support Vector Machine* SVM para la obtención de mejores resultados (Koetz *et al.* 2008; García *et al.* 2011). Este nuevo método no asume distribuciones específicas, adecuándose mejor a entornos complejos (Koetz *et al.*, 2008), por lo que su aplicación podría ser una línea futura de investigación. Además, para reducir el efecto de *speckle*, también conocido como el efecto “sal y pimienta” que suele aparecer al realizar clasificación supervisada en píxeles, podría ser recomendable probar el uso de la clasificación orientada a objetos (Liu y Xia, 2010). Asimismo, este efecto también podría reducirse con clasificaciones basadas en el contexto, como la operación de convolución difusa, que crea una única banda de clasificación calculando la distancia inversa ponderada total de todas las clases en una ventana de píxeles para asignar al píxel central aquella clase con el mayor valor (Amarsaikhan, 2004).

5. CONCLUSIONES

Los resultados del presente trabajo verifican la existencia de una diferencia significativa entre las variaciones que se observan para las métricas LiDAR en las tres categorías de estado de conservación que se establecen a partir de criterio experto en trabajos de campo. Estos parámetros permiten establecer un conjunto de indicadores sobre el EC de la estructura de los robledales de *Q. robur*, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea*.

Además, estos indicadores sobre la estructura de los bosques aportan indirectamente información sobre la diversidad específica y sobre el funcionamiento de los ecosistemas que es muy costosa de obtener mediante trabajo de campo. Se propone, por tanto, la adopción de indicadores de diversidad estructural derivados de LiDAR como sustitutos de indicadores más complejos de composición y función, en tanto en cuanto pueden ofrecer una medida fiable y menos costosa de la integridad de los ecosistemas forestales estudiados. Además, las mediciones de campo no siempre están estandarizadas, faltan en muchas áreas remotas de difícil acceso y son ineficientes para capturar el cambio. Por lo tanto, existe una gran necesidad de estimaciones directas obtenidas por sensores remotos de la estructura tridimensional de los hábitats naturales a fin de obtener información sobre su estado de conservación en las áreas protegidas, en general, y en los lugares de la Red Natura 2000, en particular.

Dado que los vuelos LiDAR se viene realizando cada seis años, el tratamiento adecuado de datos puede suministrar periódicamente y con un coste reducido mediciones objetivas, cuantitativas, sobre la complejidad estructural de los tipos de bosques analizados en este estudio, con un esfuerzo de campo muy reducido. Además, esta escala de resolución permitiría mejorar la formulación de los objetivos de conservación de los instrumentos de gestión de las ZEC. Sería posible incluir criterios de éxito cuantitativos para dichos objetivos, así como priorizar aquellas áreas de cada ZEC en las que deban proponerse medidas activas de gestión.

En las regiones donde existen inventarios de hábitats de todo el territorio, es posible obtener un mapa del EC de cada THIC más allá de los lugares de la Red Natura 2000, aunque no se disponga de datos sobre evaluaciones previas del EC. Para ello basta con establecer un modelo y una clasificación supervisada a partir de los resultados obtenidos en las áreas para las que existen evaluaciones cualitativas de expertos realizadas mediante trabajos de campo. Esto puede contribuir a la definición de corredores ecológicos y a la gestión integral de la infraestructura verde.

Por otro lado, la comparación de los datos periódicos LIDAR puede servir también para detectar perturbaciones o cambios en los usos del suelo que afecten a la conservación del hábitat. El análisis de estos cambios, junto a los observados mediante otros sistemas remotos, puede ser la base sobre la que organizar un sistema de alerta temprana que permita adoptar medidas urgentes de gestión activa de la Red Natura 2000.

Por último, mediante un sistema de definición de umbrales y agregación armonizada de información, a partir de la estimación realizada en celdas con una resolución de 20 x 20 metros, se puede obtener un valor cuantitativo que determine el estado de conservación de diferentes hábitats de la Directiva Europea a escala de la Red Natura 2000, de cada Comunidad Autónoma o del Estado, en cada región biogeográfica.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Ackers, S.H., Davis, R.J., Olsen, K.A., Dugger, K.M., 2015. The evolution of mapping habitat for northern spotted owls (*Strix occidentalis caurina*): a comparison of photointerpreted, Landsat-based, and lidar-based habitat maps. *Remote Sens. Environ.* 156, 361–373. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.025>
- Adnan, S., Maltamo, M., Coomes, D.A., García-abril, A., Malhi, Y., Manzanera, J.A., Butt, N., Morecroft, M., Valbuena, R., 2019. A simple approach to forest structure classification using airborne laser scanning that can be adopted across bioregions. *For. Ecol. Manag.* 433, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.057>
- Álvarez-Martínez, J. M., Jiménez-Alfaro, B., Barquín, J., Ondiviela, B., Recio, M., Silió-Calzada, A., eta Juanes, J. A. (2017). Data from: Modelling the area of occupancy of habitat types with remote sensing. Dryad Digital Repository, <https://doi.org/10.5061/dryad.p72k5>
- Amarsaikhan, D., Douglas*, T., 2004. Data fusion and multisource image classification. *International Journal of Remote Sensing* 25, 3529–3539. <https://doi.org/10.1080/0143116031000115111>
- Arozarena, A., Valcarcel, N., Pérez, B. (2010). UN-GGIM e INSPIRE: La gestión de la información geoespacial, las especificaciones de dato INSPIRE y los datos in situ de COPERNICUS. VII Jornadas Ibéricas de Infraestructura de Datos Espaciales. Madrid.
- Bartolomé C., Álvarez Jiménez, J., Vaquero, J., Costa, M., Casermeiro, M. A., Giraldo, J. & Zamora J.t, 2005. Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección general para la Biodiversidad.
- Bergen, K.M., Goetz, S.J., Dubayah, R.O., Henebry, G.M., Hunsaker, C.T., Imhoff, M.L., Nelson, R.F., Parker, G.G., Radeloff, V.C., 2009. Remote sensing of vegetation 3-D structure for biodiversity and habitat: Review and implications for lidar and radar spaceborne missions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114. <https://doi.org/10.1029/2008JG000883>
- Brokaw, N. V. L.; Lent, R. A. (1999). Vertical structure. In M. L. Hunter (Ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge.

- Carlson, T.N., Ripley, D.A., 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment* 62, 241–252. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1)
- Clawges, R., Vierling, K., Vierling, L., Rowell, E., 2008. The use of airborne lidar to assess avian species diversity, density, and occurrence in a pine/aspen forest. *Remote Sensing of Environment, Earth Observations for Terrestrial Biodiversity and Ecosystems Special Issue* 112, 2064–2073. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.08.023>
- Cole, B., Smith, G., Balzter, H., 2018. Acceleration and fragmentation of CORINE land cover changes in the United Kingdom from 2006–2012 detected by Copernicus IMAGE2012 satellite data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 73, 107–122. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.003>
- Crespo, J., Menéndez-Duarte, R., Fernández Iglesias, E., 2012. Aplicación de Modelos Digitales del Terreno generados a partir de tecnología LIDAR en la caracterización de zonas inundables. p. 267.
- Cuenca, B.R., Pérez, L.J.S., Manrique, J.C.O., Martínez, F.S., Ugarte, S.O., 2016. Detección de cambios con coberturas multitemporales del PNOA LIDAR. *Topografía y cartografía: Revista del Ilustre Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos en Topografía* 33, 93–100
- Degnan, J., Machan, R., Leventhal, E., Lawrence, D., Jodor, G., Field, C., 2008. Inflight performance of a second-generation photon-counting 3D imaging lidar, in: *Laser Radar Technology and Applications XIII*. Presented at the Laser Radar Technology and Applications XIII, International Society for Optics and Photonics, p. 695007. <https://doi.org/10.1117/12.784759>
- Díaz Varela, R.A., Ramil Rego, P., Calvo Iglesias, S., Muñoz Sobrino, C., 2008. Automatic habitat classification methods based on satellite images: A practical assessment in the NW Iberia coastal mountains. *Environ Monit Assess* 144, 229–250. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9981-y>
- Dinno, A., 2018. Nonparametric Pairwise Multiple Comparisons in Independent Groups using Dunn's Test. *The Stata Journal* 15, 292–300. <https://doi.org/10.1177/1536867X1501500117>
- Domingo, D., Lamelas, M.T., Montealegre, A.L., García-Martín, A., De la Riva, J., 2018. Estimation of Total Biomass in Aleppo Pine Forest Stands Applying Parametric and Nonparametric Methods to Low-Density Airborne Laser Scanning Data. *Forests* 9, 158. <https://doi.org/10.3390/f9040158>
- Domingo, D., Montealegre, A.L., Lamelas, M.T., García-Martín, A., Riva, J. de la, Rodríguez, F., Alonso, R., 2019. Quantifying forest residual biomass in *Pinus halepensis* Miller stands using Airborne Laser Scanning data. *GIScience & Remote Sensing* 56, 1210–1232. <https://doi.org/10.1080/15481603.2019.1641653>
- Dunn, O. J. (1964). Multiple Comparisons Using Rank Sums. *Technometrics*, 6(3), 241–252. <https://doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181>
- EEA. (2014). Terrestrial habitat mapping in Europe: An overview. Technical report No 1/2014. Luxembourg.
- European Commission. (2013). Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR28.
- Evans D, Arvela M (2011) Assessment and reporting under article 17 of the Habitats Directive: explanatory notes and guidelines for the period 2007–2012. European Commission, Brussels

- Evans, J.S., Hudak, A.T., 2007. A Multiscale Curvature Algorithm for Classifying Discrete Return LiDAR in Forested Environments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 45, 1029–1038. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.890412>
- Foody, G.M., 2020. Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111630. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111630>
- Frazer, G.W., Wulder, M.A., Niemann, K.O., 2005. Simulation and quantification of the fine-scale spatial pattern and heterogeneity of forest canopy structure: A lacunarity-based method designed for analysis of continuous canopy heights. *Forest Ecology and Management* 214, 65–90. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.056>
- Frelich, L.E., 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests*. Cambridge University Press.
- GAN-NIK, 2014. Bases técnicas para el plan de gestión de la zona especial de conservación (ZEC) (Belate, ES2200018). Gobierno de Navarra. <https://espaciosnaturales.navarra.es/documents/57648/134249/Belate+Diagnosis.pdf>
- Gaddis, M.L., Gaddis, G.M., 1990. Introduction to biostatistics: Part 1, basic concepts. *Annals of Emergency Medicine* 19, 86–89. [https://doi.org/10.1016/S0196-0644\(05\)82149-3](https://doi.org/10.1016/S0196-0644(05)82149-3)
- García S., Álvarez J., Pozo I., 2018. Selection of Natura 2000 sites using systematic conservation planning. A methodological proposal for Turkey". EuropeAid/134319/IH/SER/TR. Hulla & Co. Human Dynamics. European Commission, 2018.
- García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Danson, F.M., 2011. Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules. *Remote Sensing of Environment* 115, 1369–1379. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.017>
- Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R., Blair, B., 2007. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment* 108, 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.016>
- Goetz, S.J., Steinberg, D., Betts, M.G., Holmes, R.T., Doran, P.J., Dubayah, R., Hofton, M., 2010. Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant bird. *Ecology* 91, 1569–1576. <https://doi.org/10.1890/09-1670.1>
- Goodwin, N.R., Coops, N.C., Culvenor, D.S., 2006. Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude. *Remote Sensing of Environment* 103, 140–152. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.003>
- Goward, S.N., Williams, D.L., 1997. *Landsat and Earth Systems Science: Development of Terrestrial Monitoring* 14.
- Guerrero Peña, A., Curieses, M.V., Buitrago, M.V., 2010. *Estadística Básica*, <https://catalogo.itm.edu.co/estadistica-basica-fondo-editorial-itm.html>. Instituto Tecnológico Metropolitano.
- Guo, X., Coops, N.C., Tompalski, P., Nielsen, S.E., Bater, C.W., John Stadt, J., 2017. Regional mapping of vegetation structure for biodiversity monitoring using airborne lidar data. *Ecological Informatics* 38, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.01.005>

- Habitats Directive: Guidelines for assessing conservation status of habitats and species at the biogeographical level (2007-2012). European Topic Centre on Biological Diversity. European Environment Agency. Technical paper N ° 2/2014. Article 17 Reporting https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/products/etc-bdreports/art17rp2_guidelines_cs_at_regional_level
- Hagar, J.C., Eskelson, B.N.I., Haggerty, P.K., Nelson, S.K., Vesely, D.G., 2014. Modeling marbled murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) habitat using LiDAR-derived canopy data. *Wildl. Soc. Bull.* 38, 237–249. <https://doi.org/10.1002/wsb.407>
- Hagar, J.C., Yost, A., Haggerty, P.K., 2020. Incorporating LiDAR metrics into a structure-based habitat model for a canopy-dwelling species. *Remote Sensing of Environment* 236, 111499. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111499>
- Harris, M., Cave, C., Foley, K., Bolger, T., Hochstrasser, T., 2019. Urbanisation of Protected Areas within the European Union—An Analysis of UNESCO Biospheres and the Need for New Strategies. *Sustainability* 11, 5899. <https://doi.org/10.3390/su11215899>
- Healy, M. J., 1994. Statistics from the inside. 12. Non-normal data. *Archives of Disease in Childhood*, 70(2), 158–163. <https://doi.org/10.1136/adc.70.2.158>
- Hill, R.A., Hinsley, S.A., 2015. Airborne Lidar for Woodland Habitat Quality Monitoring: Exploring the Significance of Lidar Data Characteristics when Modelling Organism-Habitat Relationships. *Remote Sensing* 7, 3446–3466. <https://doi.org/10.3390/rs70403446>
- Hinsley, S., Hill, R., Fuller, R., Bellamy, P., Rothery, P., 2009. Bird species distributions across woodland canopy structure gradients. *Community Ecology* 10, 99–110. <https://doi.org/10.1556/comec.10.2009.1.12>
- Hopkinson, C., Chasmer, L., 2009. Testing LiDAR models of fractional cover across multiple forest ecozones. *Remote Sensing of Environment* 113, 275–288. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.09.012>
- Hosking, J.R.M., 1990. L-moments: analysis and estimation of distributions using linear combinations of order statistics. *J. R. Stat. Soc. Ser. B* 52, 105–124.
- Hovick, T.J., Elmore, R.D., Fuhlendorf, S.D., 2014. Structural heterogeneity increases diversity of non-breeding grassland birds. *Ecosphere* 5, art62. <https://doi.org/10.1890/ES14-00062.1>
- Huarte Sanz, Á., 2019. Clasificación de la Cobertura LiDAR 2017 de Navarra con Inteligencia Artificial y herramientas Open-source. <http://hdl.handle.net/10256/17286>
- Hyde, P., Dubayah, R., Walker, W., Blair, J.B., Hofton, M., Hunsaker, C., 2006. Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using multi-sensor (LiDAR, SAR/InSAR, ETM+, Quickbird) synergy. *Remote Sensing of Environment* 102, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.021>
- IGN (2015). Tríptico Informativo PNOA. Disponible en: http://pnoa.ign.es/PNOAtheme/imágenes/imgPNOA/contenidos/pdf/Triptico_PNOA.pdf (última consulta: 10/10/2020)
- Jeffrey M, W., 2006. Introducción a la econometría. Un enfoque moderno: un enfoque moderno. Editorial Paraninfo.
- Johnston, A.N., Moskal, L.M., 2016. High-resolution habitat modeling with airborne LiDAR for red tree voles. *J. Wildl. Manag.* <https://doi.org/10.1002/jwmg.21173>. n/ a-n/a

- Koetz, B., Morsdorf, F., van der Linden, S., Curt, T., Allgöwer, B., 2008. Multi-source land cover classification for forest fire management based on imaging spectrometry and LiDAR data. *Forest Ecology and Management* 256, 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.025>
- Kraus, K., Pfeifer, N., 1998. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 53, 193–203. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(98\)00009-4](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(98)00009-4)
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y., Saksa, T., 1999. Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management* 115, 213–220. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00400-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00400-9)
- Lefsky, M.A., Cohen, W.B., Parker, G.G., Harding, D.J., 2002. Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. *BioScience* 52, 19–30. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0019:LRSFES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0019:LRSFES]2.0.CO;2)
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., Flood, M., 2003. LiDAR remote sensing on forest structure. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 27, 88–106. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp360ra>
- Listopad, C.M.C.S., Masters, R.E., Drake, J., Weishampel, J., Branquinho, C., 2015. Structural diversity indices based on airborne LiDAR as ecological indicators for managing highly dynamic landscapes. *Ecological Indicators* 57, 268–279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.017>
- Liu, D., Xia, F., 2010. Assessing object-based classification: advantages and limitations. *Remote Sensing Letters* 1, 187–194. <https://doi.org/10.1080/01431161003743173>
- Magnussen, S., Boudewyn, P., 2011. Derivations of stand heights from airborne laser scanner data with canopy-based quantile estimators. *Canadian Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1139/x98-078>
- Maiorano, L., Falcucci, A., Garton, E.O., Boitani, L., 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conservation Biology* 21, 1433–1444. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00831.x>
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Marino, E., Vega, P.R., 2016. Cartografía de alta resolución de modelos de combustible forestal: metodología de bajo coste basada en datos LIDAR 9.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., 2006. An objective and quantitative methodology for constructing an index of stand structural complexity. *Forest Ecology and Management* 235, 54–71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.024>
- McGaughey, R.J., 2014. FUSION/LDV: software for LIDAR data analysis and visualization. In: Service, U.F. (Ed.), Seattle WA: Pacific Northwest Research Station.
- McGaughey, R.J., 2018. FUSION/LDV: software for LIDAR data analysis and visualization. In: Service, U.F. (Ed.), Seattle WA: Pacific Northwest Research Station.
- Montealegre-Gracia, A.L., Lamelas-Gracia, M.T., García-Martín, A., Riva-Fernández, J. de la, Escribano-Bernal, F., 2017. Using low-density discrete Airborne Laser Scanning data to assess the potential carbon dioxide emission in case of a fire event in a Mediterranean pine forest. *GIScience & Remote Sensing* 54, 721–740. <https://doi.org/10.1080/15481603.2017.1320863>

- Montealegre, A.L. (2017). Aplicaciones forestales de los datos LiDAR-PNOA en ambiente mediterráneo: Su filtrado e interpolación y el modelado de parámetros estructurales con apoyo en trabajo de campo. (Tesis doctoral). Universidad de Zaragoza.
- Montealegre, A.L., Lamelas, M.T., de la Riva, J., 2015. A Comparison of Open-Source LiDAR Filtering Algorithms in a Mediterranean Forest Environment. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8, 4072–4085. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2436974>
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, p. 84.
- Müller, J., Moning, C., Bäessler, C., Heurich, M., Brandl, R., 2009. Using airborne laser scanning to model potential abundance and assemblages of forest passerines. *Basic and Applied Ecology* 10, 671–681. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.03.004>
- Næsset, E., Okland, T., 2002. Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *Remote Sensing of Environment* 79, 105–115. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00243-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00243-7)
- Nelson, R., Keller, C., Ratnaswamy, M., 2005. Locating and estimating the extent of Delmarva fox squirrel habitat using an airborne LiDAR profiler. *Remote Sensing of Environment* 96, 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.02.012>
- North, M.P., Kane, J.T., Kane, V.R., Asner, G.P., Berigan, W., Churchill, D.J., Conway, S., Gutiérrez, R.J., Jeronimo, S., Keane, J., Koltunov, A., Mark, T., Moskal, M., Munton, T., Peery, Z., Ramirez, C., Sollmann, R., White, A., Whitmore, S., 2017. Cover of tall trees best predicts California spotted owl habitat. *For. Ecol. Manag.* 405, 166–178. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.019>
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L., Baillargeon, W.S., 1997. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale Using landscape indicators to assess biotic diversity, watershed integrity, and landscape stability. *BioScience* 47, 513–519. <https://doi.org/10.2307/1313119>
- Pescador D S, Vayreda J, Escudero A & Lloret F. 2019. Identificación y descripción de las variables utilizadas en el Inventario Forestal Nacional para la evaluación de la 'Estructura y función' de los tipos de hábitat de bosque. Serie “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 135 pp.
- Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., Wilson, K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 583–592. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.001>
- Rodríguez, J.P., Keith, D.A., Rodríguez-Clark, K.M., Murray, N.J., Nicholson, E., Regan, T.J., Miller, R.M., Barrow, E.G., Bland, L.M., Boe, K., Brooks, T.M., Oliveira-Miranda, M.A., Spalding, M., Wit, P., 2015. A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370, 20140003. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0003>
- Rogers, J.N., Parrish, C.E., Ward, L.G., Burdick, D.M., 2018. Improving salt marsh digital elevation model accuracy with full waveform lidar and nonparametric predictive modeling. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 202, 193–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.034>
- Sainani, K. L., 2012. Dealing with Non-normal Data. *PM&R*, 4(12), 1001–1005. <https://doi.org/10.1016/j.pmri.2012.10.013>

- Smith, G.F., Gittings, T., Wilson, M., French, L., Oxbrough, A., O'Donoghue, S., O'Halloran, J., Kelly, D.L., Mitchell, F.J.G., Kelly, T., Iremonger, S., McKee, A.-M., Giller, P., 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodivers Conserv* 17, 991–1015. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9274-3>
- Swift, R.S., 2002. *Crm. Como Mejorar Las Relaciones Con Los Clientes*. Pearson Educación.
- Valbuena, R., Maltamo, M., Mehtätalo, L., Packalen, P., 2017. Key structural features of Boreal forests may be detected directly using L-moments from airborne lidar data. *Remote Sens. Environ.* 194, 437–446. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.024>.
- Vanden Borre, J., Paelinckx, D., Múcher, C.A., Kooistra, L., Haest, B., De Blust, G., Schmidt, A.M., 2011. Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation* 19, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.inc.2010.07.003>
- Vayreda J, Batlles C, Lerner M, Vila B, Pescador D S, Chacón-Labela J & Lloret F. 2019. Desarrollo de un procedimiento estandarizado para generar datos de las variables ecológicas estructurales que permitan estimar el estado de conservación de los tipos de bosque y matorral utilizando como fuente de datos la tecnología LiDAR. Serie “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 78 pp.
- Waring, R.H., Way, J., Hunt, E.R., Morrissey, L., Ranson, K.J., Weishampel, J.F., Oren, R., Franklin, S.E., 1995. Imaging Radar for Ecosystem Studies. *BioScience* 45, 715–723. <https://doi.org/10.2307/1312677>
- Weissgerber, T.L., Garovic, V.D., Milin-Lazovic, J.S., Winham, S.J., Obradovic, Z., Trzeciakowski, J.P., Milic, N.M., 2016. Reinventing Biostatistics Education for Basic Scientists. *PLOS Biology* 14, e1002430. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002430>
- Werbrouck, I., Antrop, M., Van Eetvelde, V., Stal, C., De Maeyer, Ph., Bats, M., Bourgeois, J., Court-Picon, M., Crombé, Ph., De Reu, J., De Smedt, Ph., Finke, P.A., Van Meirvenne, M., Verniers, J., Zwervaeagher, A., 2011. Digital Elevation Model generation for historical landscape analysis based on LiDAR data, a case study in Flanders (Belgium). *Expert Systems with Applications* 38, 8178–8185. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2010.12.162>
- Zhang, X., Zhu, Y., Yao, H.A.J., 2008. Measurement and pattern analysis of urban sprawl using remote sensing and GIS A case study of Wujiang, China (1978–2004), in: 2008 International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications. Presented at the 2008 International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications, pp. 1–6. <https://doi.org/10.1109/EORSA.2008.4620349>
- Zimble, D.A., Evans, D.L., Carlson, G.C., Parker, R.C., Grado, S.C., Gerard, P.D., 2003. Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 87, 171–182. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00139-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00139-1)

Anexo I

Script 1. Automatización del cálculo de los índices LHDI y LHEI con R.

```
#En primer lugar establezco el directorio de trabajo
setwd("C:/TFM_Garcia_Galar/datos/belate_9230/densitymetrics/resultados")
#Lectura CSV Density metrics
tabla1=read.csv('597_4764_all_returns.csv',sep=';')
#calculo Pi
porcen<- (tabla1[,5:64]/tabla1$total.pt.count) #Selecciono las columnas que
necesito para realizar el cálculo
porcen[porcen==Inf]=0 #conversión de los infinitos en 0
porcen<- replace(porcen,is.na(porcen),0) #conversion de los no data en 0

#Cálculo de LHDI
lhdi=-(porcen*log(porcen)) #fórmula del índice modificado de Shannon
lhdi$sum_lhdi=0 #creo una nueva columna
lhdi$sum_lhdi= rowSums(lhdi[,1:60],na.rm=T) #sumatorio de toda la fila, para
finalmente obtener el valor final de LHDI
lhdi$sum_lhdi<- round(lhdi$sum_lhdi, digits = 3) #redondeo a 3 decimales
lhdi[lhdi==Inf]=0 #conversión de los infinitos en 0
lhdi <- replace(lhdi, is.na(lhdi), 0) #conversion de los no data en 0

#Cálculo LHEI
lhei<-lhdi/log(tabla1$total.pt.count) #fórmula del índice de Pielou
lhei[lhei==Inf]=0 #conversión de los infinitos en 0
lhdi$lhei <- rowSums(lhei[,1:60], na.rm = T) #sumatorio de toda la fila,
para finalmente obtener el valor final de LHEI
lhdi$lhei<- round(lhdi$lhei, digits = 3) #redondeo a 3 decimales

#Exportar los resultados
write.table(lhdi,file="C:/TFM_Garcia_Galar/estadisticas_finales/indices_cla
sificacion/9230/bio_697_4764.csv", row.names = FALSE, sep = '\t')
```